

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**PLANTEAMIENTO DE UNA METODOLOGÍA PARA EL CÁLCULO
DE UN INDICE DE CALIDAD DEL AGUA PARA EL RÍO
MACHÁNGARA, CUENCA ALTA DEL RÍO GUAYLLABAMBA**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE MÁSTER EN
GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

CRISTINA ARACELY TORRES HINOJOSA

ctorres.sath@gmail.com

DIRECTORA: ING. NATHALIA VALENCIA BONILLA M.SC.

nathalia.valencia@epn.edu.ec

CODIRECTORA: ING. ANDREA BONILLA BOLAÑOS PhD.

andrea.bonilla@epn.edu.ec

Quito, junio 2018

DECLARACIÓN

Yo Cristina Aracely Torres Hinojosa, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentada para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

A través de la presente declaración cedo mis derechos de propiedad intelectual correspondientes a este trabajo, a la Escuela Politécnica Nacional, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

Cristina Aracely Torres Hinojosa

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Cristina Aracely Torres Hinojosa, bajo mi supervisión.

Ing. Nathalia Teresa Valencia Bonilla M.Sc.

DIRECTORA DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A Carola Fierro, ejemplo de constancia, que me animó a concluir esta etapa; a Martín Ortiz, Patricio Espinosa y el equipo del CICAM por su apoyo.

A Cristian Santacruz, profesor de la E.P.N.; a César Yambay, por el tiempo e información valiosos aportados para esta investigación.

A las profesoras de la E.P.N.: a Andrea Bonilla, por su soporte magnífico durante el proceso de investigación; a Nathalia Valencia, por su dedicación y acertadas revisiones al documento y a María Cristina Torres, por su apoyo en la estructuración del documento final.

A Ximena Hidalgo, decana de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental de la E.P.N., por brindar ayuda a los estudiantes facilitando la realización de las gestiones necesarias durante el proceso de titulación.

A la universidad por los conocimientos impartidos.

A la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento Ambiental por su excelente disposición y facilitación de la información para la ejecución del estudio, un especial reconocimiento al Ing. Fernando Ojeda, a la Ing. María Cristina Torres e Ing. Fernando Mayorga.

DEDICATORIA

A mi madre Isabel, mi padre Carlos, a mis hermanos: Marquitos, Marce, Rober y Juan Di. A mis pequeños y pequeñas sobrinas.

A mi país.

CONTENIDO

DECLARACIÓN	I
CERTIFICACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
DEDICATORIA.....	IV
CONTENIDO.....	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
ÍNDICE DE TABLAS	IX
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XII
RESUMEN	XIV
ABSTRACT	XVI
PRESENTACIÓN	XVIII
CAPÍTULO 1	20
INTRODUCCIÓN	20
1.1 ANTECEDENTES	20
1.2 OBJETIVO GENERAL	27
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
1.4 ALCANCE	28
1.5 JUSTIFICACIÓN	29
CAPÍTULO 2	31
MARCO TEÓRICO.....	31
2.1 DEFINICIÓN DE ICA.....	31
2.2 ICAS VENTAJAS Y DESVENTAJAS	32
2.3 ICAS A NIVEL MUNDIAL Y EN ZONAS DE TRÓPICO	34
2.4 METODOLOGÍA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE ICAS	53
2.5 EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DEL MODELO.....	78
CAPÍTULO 3	80
METODOLOGÍA.....	80
3.1 CONSOLIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS	82

3.2	CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA.....	92
3.3	EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD.....	103
CAPÍTULO 4		110
RESULTADOS Y ANÁLISIS.....		110
4.1	CONSOLIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS.....	110
4.2	SELECCIÓN DE LAS VARIABLES QUE CONFORMAN EL ICA	133
4.3	SELECCIÓN DEL MODELO DEL ICA	161
4.4	EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	168
4.5	EVALUACIÓN DEL ICA	174
CAPÍTULO 5		198
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		198
5.1	CONCLUSIONES.....	198
5.2	RECOMENDACIONES	200
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		202
ANEXOS		210
ANEXO 1 INVENTARIO DE INFORMACIÓN DISPONIBLE		211
ANEXO 2 BASE DE DATOS INICIAL		213
ANEXO 3 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DATOS INICIALES		220
ANEXO 4 ANÁLISIS DE VALORES ATÍPICOS		232
ANEXO 5 BASE DE DATOS PROCESADA.....		240
ANEXO 6 BASE DE DATOS DEFINITIVA		247
ANEXO 7 CÁLCULO CCME CUATRIMESTRAL POR ESTACIONES		252

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1 Localización subcuena del río Machángara	22
FIGURA 1.2 Estaciones y quebradas afluentes del río Machángara	24
FIGURA 2.1 Curvas Funcionales WQI-NSF (1970)	36
FIGURA 2.2 Representación de los vectores F1, F2, F3 y el CCME-WQI	42
FIGURA 2.3 Variables utilizadas en un ICA (F _i) por varios autores	62
FIGURA 2.4 Proceso de desarrollo de un índice.....	65
FIGURA 2.5 Elementos para definición del efecto relativo.....	79
FIGURA 3.1 Mapa Conceptual de Trabajo.....	81
FIGURA 4.1 <i>Boxplot</i> e histograma datos globales, base inicial.....	113
FIGURA 4.2 <i>Boxplot</i> e histograma por estación, base inicial	114
FIGURA 4.3 Histograma y descriptores estadísticos OD	119
FIGURA 4.4 <i>Boxplots</i> por estación de monitoreo.....	123
FIGURA 4.5 <i>Boxplots</i> con variabilidad espacial y estacional	124
FIGURA 4.6 Histograma por estaciones	126
FIGURA 4.7 Series de Tiempo Estación D.J Q. El Batán (Estación 6)	130
FIGURA 4.8 Serie temporal P-PO ₄ El Sena (1) y El Trébol (2)	131
FIGURA 4.9 Media aritmética móvil AcyG estación El Sena (1)	132
FIGURA 4.10 <i>Boxplots</i> por estación de monitoreo.....	136
FIGURA 4.11 <i>Boxplots</i> con variabilidad espacial y estacional	137
FIGURA 4.12 Histograma Normal T, OD, DQO y DBO	139
FIGURA 4.13 Dendograma por estación de monitoreo.....	142
FIGURA 4.14 F _i de un ICA con las 12 variables del estudio	156
FIGURA 4.15 Factores F ₁ , F ₂ , F ₃ QWI CCME por estación	163
FIGURA 4.16 Magnitud Factores F ₁ , F ₂ , F ₃ QWI CCME por estación.....	164
FIGURA 4.17 Factores F ₁ , F ₂ , F ₃ con 10 y 9 variables por estación.	165
FIGURA 4.18 Variación temporal CCME WQI con 10 y 9 variables.....	165
FIGURA 4.19 CCME WQI con 10 y 9 variables por estación.....	166
FIGURA 4.20 Factores F ₁ , F ₂ , F ₃ QWI CCME por conglomerado	167

FIGURA 4.21 CCME WQI con 10 y 9 variables por conglomerado.....	167
FIGURA 4.22 CCME WQI por estación de monitoreo.....	169
FIGURA 4.23 <i>Boxplot</i> CCME WQI por estación.....	170
FIGURA 4.24 CCME WQI por conglomerados.....	171
FIGURA 4.25 <i>Boxplot</i> CCME WQI por conglomerados.....	171
FIGURA 4.26 Tendencia temporal CCME WQI por estación	173
FIGURA 4.27 Tendencia temporal CCME WQI por conglomerado.....	173
FIGURA 4.28 Tendencia estacional CCME WQI por estación	174
FIGURA 4.29 Tendencia estacional CCME WQI por conglomerado.....	174
FIGURA 4.30 Sensibilidad CCME WQI al número de variables.....	177
FIGURA 4.31 <i>Boxplot</i> CCME WQI (Δ núm. variables).....	178
FIGURA 4.32 Medios, mínimos y máximos CCME WQI (Δ núm. variables).....	179
FIGURA 4.33 Sensibilidad CCME WQI ($k+\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 1	182
FIGURA 4.34 ER ($k+\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 1	184
FIGURA 4.35 Sensibilidad CCME WQI ($k-\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 2	186
FIGURA 4.36 ER ($k+\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 2	187
FIGURA 4.37 Variables de importancia según su número CCME WQI	189
FIGURA 4.38 Variables de importancia CCME WQI, escenario 1 y 2.....	190
FIGURA 4.39 ICA-NSF _{modificado} por conglomerados.....	195

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.1 Criterios de calidad de agua, TULSMA (2015) Libro VI Anexo 1.	25
TABLA 1.2 Caracterización del río Machángara 2002-2007, valores medios.	26
TABLA 2.1 Ventajas y limitaciones del uso del ICA	33
TABLA 2.2 Funciones de los Subíndices del WQI-NSF Brown (1970).....	37
TABLA 2.3 Parámetros más significativos según Brown et al. (1970).....	38
TABLA 2.4 Clasificación del índice de Calidad de Brown et al. (1970)	38
TABLA 2.5 Categorización y clasificación del índice de la CCME.....	45
TABLA 2.6 Clasificación del NSF-WQI e IQA-CETESB (1993).....	48
TABLA 2.7 ICOS y parámetros utilizados, Ramírez et al. (1997).....	50
TABLA 2.8 Ponderaciones del índice ICAUCA e ICA-NSF	53
TABLA 2.9 Categorización y selección de variables, Dunnette (1979).	56
TABLA 2.10 Categorización y selección de variables, Dinius (1972).	58
TABLA 2.11 Resumen de la categorización de las variables para un ICA	59
TABLA 2.12 Índices de calidad y contaminación de varios autores	61
TABLA 2.13 Frecuencia de utilización de variables en ICAS e ICOS	62
TABLA 2.14 Pesos relativos de los parámetros que conforman los ICAs	69
TABLA 2.15 Fórmulas de agregación por los ICAs a partir de subíndices	71
TABLA 2.16 Tipos de subíndices, agregación y deficiencias.	75
TABLA 2.17 Escalas de clasificación de la calidad del agua de varios ICAS.....	77
TABLA 3.1 Descripción de los Puntos Monitoreados	82
TABLA 3.2 Metodología de medición de los parámetros de análisis.....	83
TABLA 3.3 Variables y tipo de agregación de diferentes ICAS	109
TABLA 4.1 Identificación de la periodicidad del muestreo	110
TABLA 4.2 Evaluación del cumplimiento del monitoreo mensual.....	111
TABLA 4.3 Disponibilidad de datos mensuales totales por variable.....	111
TABLA 4.4 Pruebas de Normalidad AD y RJ, base inicial.....	115
TABLA 4.5 Análisis de datos censurados por estación	116
TABLA 4.6 Estadísticos descriptivos por estación, $C_v < 70\%$	121

TABLA 4.7 Estadísticos descriptivos por estación, $C_v \geq 70\%$	122
TABLA 4.8 Test de Normalidad de AD y RJ, base procesada	127
TABLA 4.9 Test de Correlación de Spearman, variabilidad estacional.	128
TABLA 4.10 Test de Mann-Kendall, variabilidad temporal.	129
TABLA 4.11 Estadísticos Descriptivos por estación de monitoreo.....	134
TABLA 4.12 Test de Normalidad de AD y RJ por estación.....	138
TABLA 4.13 Test de Correlación de Spearman, variabilidad estacional.	140
TABLA 4.14 Test de Tendencias de Mann-Kendall, variabilidad temporal.....	141
TABLA 4.15 Centroides Análisis Clúster	143
TABLA 4.16 Estadísticos Descriptivos por conglomerados.....	144
TABLA 4.17 Variables más correlacionadas en el total de estaciones.....	145
TABLA 4.18 Variables más correlacionadas por estación.....	146
TABLA 4.19 Variables más correlacionadas por conglomerado	147
TABLA 4.20 PCs por conglomerados.....	150
TABLA 4.21 Correlaciones con coeficientes ≥ 0.5 en cada PC.....	151
TABLA 4.22 VFs por conglomerados	152
TABLA 4.23 Correlaciones más fuertes ($\geq 0,75$) en cada VF.....	153
TABLA 4.24 Categorización de variables por los tres autores	154
TABLA 4.25 Criterios de selección de variables para un ICA.....	158
TABLA 4.26 Jerarquización de la importancia de las variables en el ICA.....	159
TABLA 4.27 Variables seleccionadas para el ICA.....	161
TABLA 4.28 Escala de Categorización ICA Machángara.....	162
TABLA 4.29 Estadísticos descriptivos CCME WQI por estación.....	170
TABLA 4.30 Estadísticos descriptivos CCME WQI por conglomerado	172
TABLA 4.31 Secuencia de eliminación de variables del CCME WQI.....	176
TABLA 4.32 Variables de cálculo utilizadas para el cálculo del ER	181
TABLA 4.33 ER con los máximos y mínimos de cada clúster	183
TABLA 4.34 Jerarquización de la importancia de las variables del ICA.....	188

TABLA 4.35 Variables de ICAs a nivel mundial y para ríos de trópico	193
TABLA 4.36 Variables del ICA-NSF para la evaluación del CCME WQI.....	194
TABLA 4.37 Escalas del ICA-NSF, CETESB, Rojas e ICAUCA.....	197

LISTA DE ABREVIATURAS

AcyG	Aceites y Grasas (mg/L)
AD y RJ	Anderson Darling y Ryan Joiner (Test de Normalidad)
ANOVA	Análisis de varianzas
APHA	Asociación Americana de Salud Pública (American Public Health Association)
ARCAL	Acuerdo Regional de Cooperación para la Promoción de la Ciencia y Tecnología Nucleares en América Latina y El Caribe
BCWQI	Índice de calidad de la British Columbia (British Columbia water quality index)
CA	Clúster jerárquico aglomerativo
CCME	Canadian Council of Ministers of Environment
CETESB	Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental de Brasil
CF	Coliformes Fecales (ufc/100mL; NMP/100 mL)
CT	Coliformes Totales (NMP/100mL)
Cv	Coefficiente de variación (%)
CVC	Corporación del Valle del Cauca
DMQ	Distrito Metropolitano de Quito, Ecuador
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días (DBO ₅) (mg/L)
DET	Tensoactivos detergentes (mg/L)
DL	Límite de detección. En este estudio se utiliza el límite de cuantificación para la sustitución de datos censurados.
DQO	Demanda Química de Oxígeno (mg/L)
EC	Conductividad eléctrica (uS/cm)
E-COLI	<i>E. Coli</i> (NMP/100mL)
EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency)
EPMAPS	Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (DMQ, Ecuador)
ER	Efecto relativo en un análisis de sensibilidad local.
FA	Análisis de factores
ICA(S)	Índice(s) de calidad de agua
ICO(S)	Índice(s) de contaminación
ICA-NSF	Índice de calidad del agua diseñado por la NSF
ICAUCA	Índice de calidad de agua del Valle del Cauca (Colombia)
INEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (Ecuador)

ISQA	Índice simplificado de la calidad del agua (Queralt, España)
JRC	Comisión técnica europea de investigación de la OECD
MAE	Ministerio del Ambiente del Ecuador
MF	Método de filtración de membrana, utilizado para el análisis de coliformes
MLE	Método de máxima verosimilitud (<i>Maximum likelihood estimation</i>)
NH ₃	Amoníaco (NH ₃) (mg/L)
N-KJEL	Nitrógeno Kjeldahl (mg/L)
N-NH ₃	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃) (mg/L)
N-NO ₃	Nitratos expresados como Nitrógeno de Nitratos (N-NO ₃) (mg/L)
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxígeno Disuelto
OD (W)	Oxígeno disuelto medido mediante la fijación de oxígeno o método <i>winkler</i> en laboratorio (mg/L)
OD(ele)	Oxígeno disuelto medido con electrodo de membrana en campo (mg/L)
OECD	Organización para la cooperación económica y desarrollo (Organisation for economic co-operation and development)
OWQI	Índice de calidad de Oregon (<i>Oregon water quality index</i>)
PCA	Análisis de componentes principales
PO ₄	Fosfatos (PO ₄) (mg/L)
P-PO ₄	Fosfatos expresados como fósforo de fosfatos (P-PO ₄) (mg/L)
r _s , rho	coeficiente de correlación de Spearman
SENAGUA	Secretaría Nacional del Agua (Ecuador)
SST	Sólidos suspendidos totales (mg/L)
TDS	Sólidos disueltos totales (mg/L)
TDS (ele)	Sólidos disueltos totales estimados a partir de la conductividad eléctrica (mg/L)
ST	Sólidos Totales (mg/L)
T	Temperatura (°C)
TULSMA	Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundario (Ecuador)
UFC	Contaje de unidades formadoras de colonias
WQI	Índice de calidad del agua (<i>water quality index</i>)
CCME WQI	Índice de calidad del agua (<i>water quality index</i>) de la CCME

RESUMEN

Esta investigación tiene como fin el generar una herramienta de gestión ambiental para el río Machángara, dentro del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Su objetivo es desarrollar una metodología para el cálculo de un índice de calidad de agua (ICA), aplicando estadística descriptiva, correlaciones y análisis multivariante.

La determinación de un ICA para el río Machángara surge de la necesidad de facilitar la comunicación de la calidad del recurso hídrico en forma mucho más sencilla y concisa, en contraste con el análisis individual de cada uno de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos; esto con base en la información provista por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS) del DMQ.

El estudio ha utilizado datos suministrados por la EPMAPS a partir de campañas de monitoreo mensuales en el río Machángara durante los años 2002 – 2007 en siete estaciones de monitoreo: El Sena (1), El Trébol (2), Las Orquídeas (3), AJ. Q Batán (4), Q. El Batán (5), DJ. Q Batán (6) y El Tránsito (7).

Para cumplir este objetivo se consolidó inicialmente la base de datos de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos a ser empleada para la determinación del ICA, para lo que se usó estadísticos descriptivos, correlación de Spearman (estacional y entre variables), test de Mann Kendall y, análisis clúster jerárquico aglomerativo (CA) para la agrupación de estaciones similares.

Para la selección de variables que conformaron el ICA se conjugaron criterios estadísticos (análisis multivariante), investigación bibliográfica y análisis de la normativa nacional aplicable. En el análisis multivariante se empleó análisis de componentes principales (PCA) y análisis de factores (FA). Se seleccionó entonces el modelo de ponderación, agregación y clasificación para el ICA, con el que se valoró la calidad del río. Finalmente, se evaluó el ICA propuesto mediante un análisis de sensibilidad univariante y a través de su comparación con el índice de la National Sanitation Foundation, (NSF) de Estados Unidos.

Se obtuvo entonces una base mensual de datos comprendida en el periodo octubre 2002 – enero 2006 con seis estaciones de monitoreo (1-4, 6-7) y 12 variables: T, OD (w), TDS, DBO, DQO, P-PO₄, DET, N-NH₃, N-NO₃, AcyG, CT y CF. Al aplicar CA se establecieron tres conglomerados en la zona alta (estaciones 1 y 2), media (estaciones 3,4,6) y baja (estación 7). Los resultados del PCA y FA sobre estos grupos, dieron cuenta que las variables DBO, N-NH₃, CF, EC, CT, N-NO₃ y DQO son las que mayor influencia tuvieron en la variabilidad total del conjunto de datos, con porcentajes entre el 10% y el 20%. Con el FA no se logró la reducción esperada de las variables menos significativas del CA, pero se validaron sus resultados.

Se seleccionaron entonces nueve variables para la conformación del índice: T, NO₃, AcyG, NH₃, CF, OD(W) (expresado como % Sat. OD), DBO, TDS y DET. Se escogió el índice de la Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) como modelo para la evaluación de la calidad del agua para el río Machángara, bajo el objetivo de calidad de preservación de la vida acuática y silvestre, el cual engloba otros usos y está legalmente regulado a nivel nacional. Este índice mostró que la calidad del río en las tres zonas fue “pobre” con valores entre el 18 – 28% en una escala de calidad del 0 – 100%, ligeramente mejor en la zona alta respecto a la media y baja. A nivel temporal se evidenció una mínima mejora en la calidad del río en la zona alta, decreciente en la zona media y constante en la zona baja. La influencia estacional invierno-verano fue mínima, lo que denotó la preponderancia de la influencia antrópica que alteró los procesos naturales del cauce.

Se recomienda el uso del ICA adaptado al río Machángara, como una sencilla y eficaz herramienta que sintetiza la información multivariante de la calidad del agua, constituyéndose un insumo adecuado en la gestión del recurso hídrico. También se recomienda el cálculo de estadísticos descriptivos como parte de la validación de la información ambiental y, el uso de técnicas multivariantes como CA, PCA, FA que facilitan el análisis, interpretación y toma de decisiones en el manejo de datos.

ABSTRACT

This research aims to generate an environmental management tool for the Machángara River, within the Metropolitan District of Quito (DMQ). Its objective is to develop a methodology for the calculation of a water quality index (ICA), applying descriptive statistics, correlations and multivariate analysis.

The determination of an ICA for the Machángara River arises from the need to facilitate the communication of the quality of the water resource in a much simpler and concise way, in contrast with the individual analysis of each one of the physicochemical and bacteriological parameters; this based on the information provided by the Metropolitan Public Company of Drinking Water and Sanitation (EPMAPS) of the DMQ.

The study was carried out with the data provided by the EPMAPS from monthly monitoring campaigns in the Machángara river during the years 2002 - 2007 in seven monitoring stations: El Sena (1), El Trébol (2), Las Orquídeas (3), AJ. Q Batán (4), Q. El Batán (5), DJ. Q Batán (6) and El Trásvase (7).

To fulfill this objective, the database of physicochemical and bacteriological parameters to be used for the determination of the ICA was initially consolidated, making use of descriptive statistics, Spearman correlation (seasonal and between variables), Mann Kendall test and cluster analysis. Hierarchical agglomerative (CA) for the grouping of similar stations.

For the selection of variables that made up the ICA, statistical criteria were combined (multivariate analysis), bibliographic research and analysis of applicable national regulations. In the multivariate analysis, principal components analysis (PCA) and factor analysis (FA) were used. We then selected the weighting, aggregation and classification model for the ICA, with which the quality of the river was assessed. Finally, the ICA was evaluated applying univariate sensitivity analysis and through comparison with the index of the National Sanitation Foundation, (NSF) of the United States.

A monthly basis of data was obtained in the period October 2002 - January 2006 with six monitoring stations (1-4, 6-7) and 12 variables: T, OD (w), TDS, BOD, COD, P- PO₄, DET, N-NH₃, N-NO₃, AcyG, CT and CF. When CA was applied, three conglomerates were established in the high zone (stations 1 and 2), medium (stations 3,4,6) and low (station 7). The results of the PCA and FA on these groups, showed that the variables BOD, N-NH₃, CF, EC, CT, N-NO₃ and COD are the most influential in the total variability of the data set, with percentages between 10% and 20%. With the FA, the expected reduction in the least significant variables of the CA was not achieved, but their results were validated.

Nine variables were then selected for the conformation of the index: T, NO₃, AcyG, N-NH₃, CF, OD (W) (expressed as% Sat. OD), BOD, TDS and DET. The index of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) was chosen as a model for the evaluation of water quality for the Machángara River, under the objective of quality of preservation of aquatic and wild life, which includes other uses and is legally regulated at the national level. This index showed that the quality of the river in the three zones was "poor" with values between 18 - 28% on a quality scale of 0 - 100%, slightly better in the high zone with respect to the average and low. At the temporal level, there was a minimal improvement in the quality of the river in the upper zone, decreasing in the middle zone and constant in the lower zone. The seasonal influence winter-summer was minimal, which denoted the preponderance of the anthropic influence that altered the natural processes of the channel.

The use of the ICA adapted to the Machángara River is recommended, as a simple and effective tool that synthesizes the multivariate information of the quality of the water, constituting an adequate input in the management of the water resource. It is also recommended the calculation of descriptive statistics as part of the validation of environmental information and the use of multivariate techniques such as CA, PCA, FA that facilitate analysis, interpretation and decision making in data management.

PRESENTACIÓN

El presente trabajo de investigación se ha organizado en seis Capítulos. Cada uno de ellos cubre los siguientes aspectos:

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN, se exponen los antecedentes del proyecto referidos a la problemática para la evaluación de la calidad del río Machángara en el DMQ, llevada a cabo por la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento del Distrito Metropolitano de Quito (EPMAPS), así como el área de estudio y diagnóstico general de la calidad del río con base en la síntesis de la información bibliográfica entregada por la EPMAPS. Se describen también los objetivos, alcance y justificación de la presente investigación.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO, se analizan las ventajas y desventajas al aplicar índices de calidad del agua o ICAS para la evaluación de cuerpos hídricos. Se exponen los resultados de la investigación bibliográfica sobre algunos de los principales ICAS aplicados mundialmente. Se consideran las etapas para la obtención de un ICA: selección de variables, ponderación, tipos de agregación, escalas de categorización de la calidad del agua y; evaluación del modelo para el índice planteado.

CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA, con base en el marco teórico y disponibilidad de los registros históricos de parámetros físico-químicos y microbiológicos en el periodo 2002 - 2007 en siete estaciones de muestreo, se desarrolla el marco conceptual y la metodología para la adaptación y evaluación del índice de calidad para un tramo del río Machángara a fin de obtener un ICA acorde a las características propias de esta región de estudio. Así, se evalúa inicialmente la base de datos proporcionada por la EPMAPS. Se detallan entonces varias herramientas estadísticas a emplearse en las etapas de depuración, uniformización y llenado de vacíos para consolidar la información. Se define una metodología para la discriminación y jerarquización de variables en el modelo de adaptación del ICA utilizando análisis multivariable (CA, PCA/FA). Se selecciona el modelo del índice a utilizar, la metodología para el análisis de sensibilidad y selección de los índices de calidad con los cuales se evaluará el ICA adaptado.

CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y ANÁLISIS, se presentan y analizan los resultados al desarrollar la metodología propuesta para el establecimiento de un ICA para el río Machángara dentro del D.M.Q: consolidación de la base de datos proporcionada por la EPMAPS; selección de las variables; obtención de los subíndices de calidad, ponderación, agregación y clasificación; evaluación espacial, temporal y estacional de la calidad del curso hídrico mediante el índice adaptado y, evaluación de la sensibilidad del modelo del ICA adaptado y comparación de sus resultados con uno de los índices más mundialmente conocidos: el ICA-NSF, de la NSF.

CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES, se establecen conclusiones y recomendaciones sobre el uso de herramientas estadísticas descriptivas y multivariantes durante las fases de consolidación de la base de datos y desarrollo del ICA, utilización del ICA adaptado, evaluación del ICA y sobre algunas etapas en el proceso de depuración y uniformización de variables en la fase de consolidación de la información.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

En el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) habitan 2,2 millones de personas según el censo del año 2010 del INEC; se estima que a partir del año 2020 será el cantón más poblado del país (Telégrafo, 2018), alcanzando los 2,8 millones de habitantes para el año 2022 (DMQ, 2011).

En el año 2013, el DMQ cuenta con una cobertura del 97,3% en agua potable, 91,2% en alcantarillado y 0% en tratamiento de aguas residuales y además, las descargas del sistema de alcantarillado conducen el agua residual hacia las quebradas y ríos más cercanos (Gómez Ávila, Torres G, Landazuri, y Mayorga Andrade, 2014).

Frente a esta grave contaminación de los cuerpos hídricos, la EPMAPS ha venido implementando el Programa para la descontaminación de los ríos de Quito (PDRQ). Dicho programa incluye medidas de intercepción, conducción y tratamiento de las aguas residuales urbanas así como, monitoreo de su calidad y de los cuerpos hídricos receptores para la subcuenca del río Machángara (Gómez Ávila et al., 2014).

Dentro del PDRQ La EPMAPS ha ejecutado un plan de monitoreo de la calidad del agua del río Machángara en el periodo 2002-2007 donde fueron medidos parámetros físico-químicos y bacteriológicos. Como producto, fueron generados varios informes que reportaron estos resultados; no obstante, no se consideró la construcción de índices de calidad del agua (ICAS) adaptados a la realidad del río, como herramientas de gestión ambiental que faciliten la comunicación de la calidad del recurso hídrico a tomadores de decisiones, técnicos y público no especializado, en forma mucho más sencilla y concisa.

Un índice de calidad del agua (ICA) se define básicamente como una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros (IDEAM, 2007). Según Ott (1978), su uso simplifica el análisis de gran cantidad de información, sin requerir el estudio de los parámetros que lo conforman en forma individual, facilitando el entendimiento y la comparación de la calidad bajo ambientes específicos.

Con base en estos beneficios, se ha planteado el desarrollar una metodología para el cálculo de un ICA para el río Machángara en la zona de estudio, a través de la aplicación de diferentes técnicas estadísticas a lo largo de su construcción. La selección del río Machángara obedece a que este es el principal receptor de las descargas de aguas residuales del centro – sur de la ciudad de Quito (González, 2016) y además, es un río altamente contaminado (Gómez Ávila et al., 2014), que exige una evaluación permanente de su calidad.

Por otro lado, al abordar las series de datos del periodo de monitoreo, se evidenció falta de uniformización de algunas variables y discontinuidad de la serie de datos. Por tanto, se ha propuesto utilizar herramientas estadísticas descriptivas e inferenciales que permitan utilizar objetivamente la información disponible.

1.1.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se ha realizado sobre el río Machángara, parte de la cuenca alta del río Guayllabamba, en el DMQ, al noroccidente de la provincia de Pichincha (FIGURA 1.1).

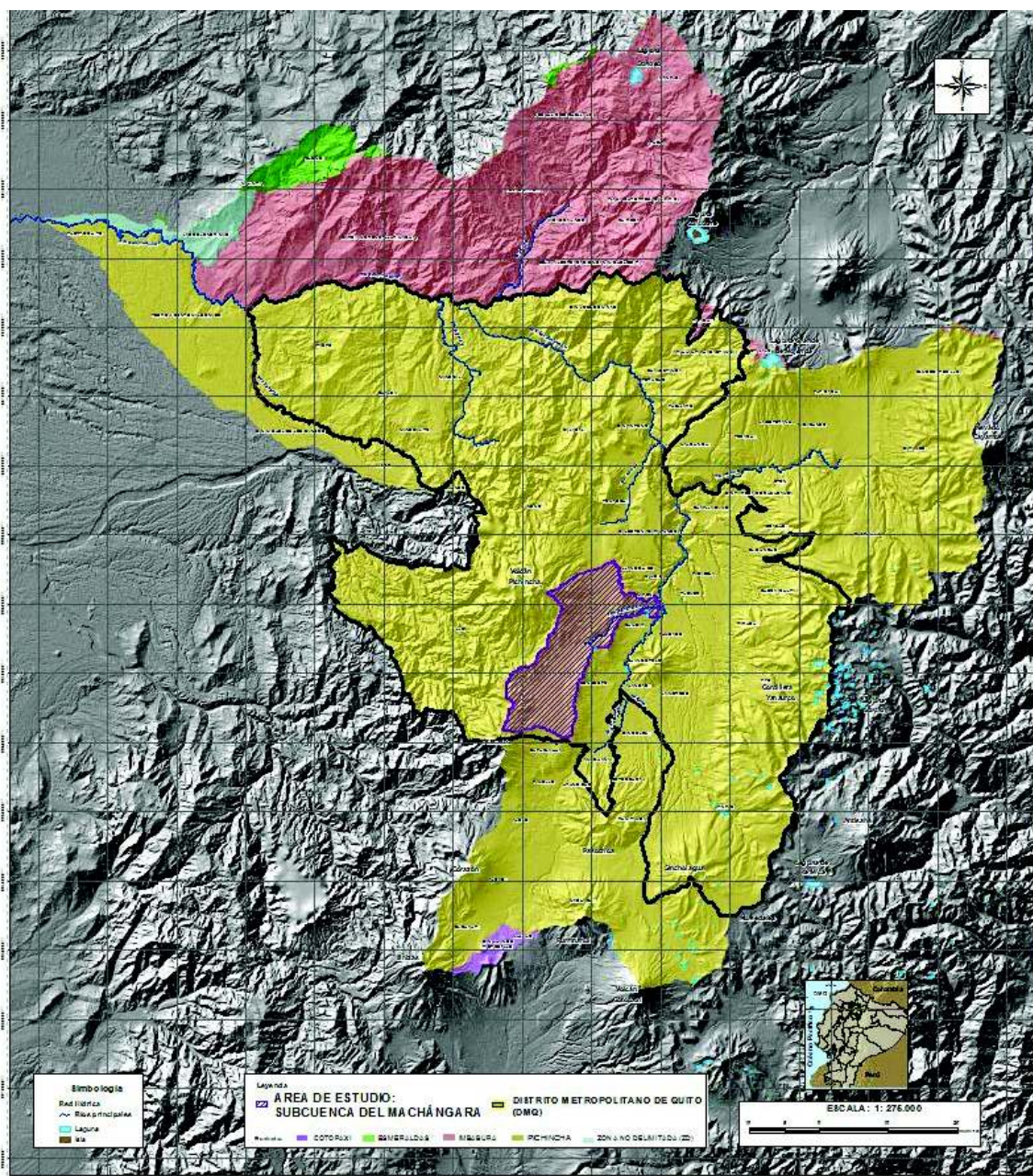


FIGURA 1.1 Localización subcuenca del río Machángara

FUENTE: EPMAPS (2011)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En el DMQ habitan 2,2 millones de personas, según el censo del año 2010 del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC), cuyo crecimiento se estima alcance los 2,8 millones de habitantes para el año 2022 (DMQ, 2011).

Según la SENAGUA (2009) el principal uso concesionado del río Machángara corresponde a la hidroelectricidad y en menor medida riego y uso industrial. El 70% de las márgenes del río y 65% en el caso de quebradas, se encuentran ocupadas por viviendas y se utilizan algunas vertientes de agua cercanas a los cauces, para lavado de ropa y consumo. Debido a los cauces profundos con taludes muy escarpados del río sus márgenes presentan condiciones poco favorables para el desarrollo de actividades agrícolas y/o recreativas que impliquen el uso del agua como un recurso primario o al menos de valor estético paisajístico. Como excepción, se tienen las quebradas del sector sur de la ciudad de Quito cuyos cauces son superficiales y por tanto accesibles para actividades recreativas (EPMAPS, 2011).

El río se alimenta de varias quebradas atravesando el sur de la ciudad de Quito, siendo el principal receptor de las descargas de aguas residuales del centro – sur de la ciudad (González, 2016). Las principales descargas identificadas según la EMAAP-Q/PSA (2008), corresponden a las de los principales subsistemas de alcantarillado de la ciudad, por tanto, evacúan cargas contaminantes de un elevado porcentaje de la población de la ciudad y del DMQ en general.

1.1.2 DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL RÍO MACHÁNGARA

En la Figura siguiente se localizan las siete estaciones de monitoreo para el río Machángara (R. Mch.) con sus números de identificación: Estación El Sena (2.09), El Trébol (2.10), Las Orquídeas (2.11), AJ. Q. Batán (2.12), Quebrada El Batán (1.09), DJ Q. Batán (2.13) y El Trásvase (2.14), así como las quebradas afluentes al río (1.01 – 1.08; 2.01-2.08).

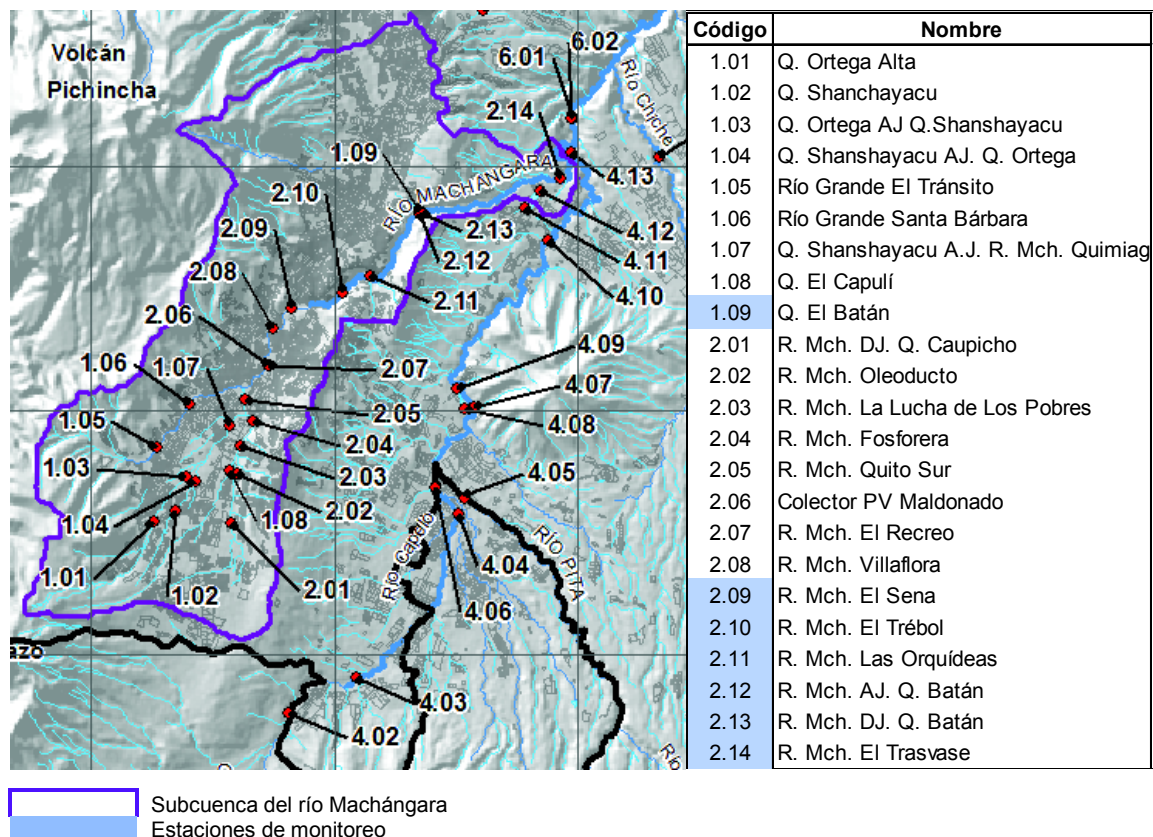


FIGURA 1.2 Estaciones y quebradas afluentes del río Machángara

FUENTE: EPMAPS (2011)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la TABLA 1.2 se muestra la media de los valores máximos mínimos y promedios obtenidos en la campaña de monitoreo mensual realizada por la EPMAPS durante el periodo 2002 – 2007 para el río Machángara, comparados con los límites máximos/ mínimos permisibles (TABLA 1.1) para preservación de la vida cuática y silvestre, riego agrícola, uso pecuario y fines recreativos mediante contacto primario y secundario según el TULSMA, Libro VI Anexo 1 (MAE, 2015).

TABLA 1.1 Criterios de calidad de agua, TULSMA (2015) Libro VI Anexo 1.

No.	Variables monitoreadas	Unidad	Criterios de Calidad TULSMA Libro VI Anexo 1				
			TABLA 2	TABLA 3	TABLA 5	TABLA 6	TABLA 7
1	AcyG	mg/L	0,3	Ausencia		Ausencia	Ausencia
2	CF	NMP/100mL		1000	1000	200	
3	CT	NMP/100mL				2000	4000
4	DBO	mg/L	20				
5	DQO	mg/L	40				
6	NH ₃ ⁽¹⁾	mg/L (NH ₃)	0,02				
7	NO ₃	mg/L (NO ₃)	13		50		
8	OD	% de saturación	>80	3 mg/L		>80	>80
9	SST ⁽²⁾	mg/L	Máximo incremento del 10% de la condición natural				
10	TDS	mg/L			3000		
11	T	°C	20				
12	DET	mg/L	0,5			0,5	0,5

TABLA 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces marinas y de estuarios. TABLA 3: Criterios de calidad de aguas para riego agrícola. TABLA 5: Criterios de calidad de aguas para uso pecuario. TABLA 6: Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto primario. TABLA 7: Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario

Los valores marcados con **negrilla** corresponden al Libro VI Anexo I, TULSMA (2003) TABLA 3 Criterios de Calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas, y en aguas marinas y de estuario (MAE, 2003)

- (1) No es posible establecer el Límite de control puesto que no han sido monitoreados los valores de pH necesarios para su determinación (Referencia TABLA 2a. Criterios de calidad admisibles del amoníaco total para la protección de la vida acuática (mg/L NH₃) (MAE, 2015).
- (2) No es posible establecer el límite de control ya que no se dispone de datos de los valores naturales en los sitios de muestreo.

FUENTE: MAE (2015)

TABLA 1.2 Caracterización del río Machángara 2002-2007, valores medios.

Parámetro	Unidad	Valor	El Sena (1)	El Trébol (2)	Las Orquídeas (3)	Aj. Q Batán (4)	Q. El Batán (5)	Dj. Q Batán (6)	El Trásvase (7)	Promedio
T	°C	max	19,08	21,25	19,78	22,37	21,32	21,38	22,42	21,09
		min	14,33	14,72	15,13	15,18	17,13	15,05	16,13	15,38
		med	16,61	17,2	17,45	18,71	18,84	18,26	18,75	17,98
OD	% Sat. ⁽²⁾	max	59,0	58,5	53,9	69,7	57,7	69,3	67,6	62,2
		Min	41,7	30,5	40,0	58,2	39,4	50,8	57,6	45,4
		Med	50,9	42,0	46,2	63,7	47,6	60,4	63,6	53,5
DBO	mg/L	max	227,67	219,5	280,33	166	285,17	180,33	169,17	218,31
		min	93,33	81	83	63,17	172,33	60,33	41	84,88
		med	147,21	138,87	132,29	115,44	200,94	120,06	92,44	135,32
DQO	mg/L	max	677,67	542,83	774	520,33	611,83	474	482,83	583,36
		min	235,83	198	182,83	163,33	414,33	184	120,83	214,17
		med	354,61	319,80	317,31	284,69	469,95	302,42	240,39	327,03
NH ₃	mg/L	max	27,7	28,18	31,15	26,49	25,56	25,44	20,01	26,36
		min	11,9	11,81	10,34	12,83	16,96	10,89	9,51	12,04
		med	21,22	21,68	20,66	19,36	19,71	18,9	14,77	19,47
N-Kjeldahl	mg/L	max	42,98	43,36	41,92	40,07	36,6	41,15	29,72	39,4
		min	25,17	25,85	25,53	23,11	33,89	18,2	15,02	23,82
		med	35,78	35,98	34,86	32,93	34,43	31,61	21,99	32,51
N-NO ₃	mg/L	max	2,66	2,78	2,42	4,06	4,48	4,01	4,2	3,52
		min	0,12	0,52	0,26	0,42	2,26	0,79	0,74	0,73
		med	1,17	1,29	1,11	1,48	2,63	1,87	1,56	1,59
SST	mg/L	max	1047,33	732,67	358,33	317,33	230,33	295	480	494,43
		min	116,33	130	133,33	124,33	138,33	102,67	86,33	118,76
		med	353,79	290,49	215,99	203,15	166,99	190,78	202,91	232,01
TDS	mg/L	max	397,17	414,17	410,17	382,5	387,5	379,5	339,5	387,21
		min	194,5	196,17	200,17	145,67	204,17	168,5	188,17	185,33
		med	314,25	304,2	306,48	291,15	259,39	288,3	260,86	289,23
CT	NMP/100 mL	max	5,25E+07	6,00E+07	4,20E+07	5,50E+07	9,20E+08	6,10E+07	3,25E+07	1,75E+08
		min	2,65E+07	2,50E+07	2,30E+07	1,85E+07	3,34E+07	1,90E+07	1,10E+07	2,23E+07
		med	2,75E+07	2,61E+07	2,10E+07	2,05E+07	1,67E+08	2,13E+07	1,20E+07	4,22E+07
E-COLI ^(*)	NMP/100 mL	max	1,90E+07	1,65E+07	1,75E+07	1,55E+07	1,17E+07	1,45E+07	8,05E+06	1,47E+07
		min	9,15E+06	7,10E+06	6,30E+06	2,60E+06	7,85E+06	3,10E+06	1,55E+06	5,38E+06
		med	1,27E+07	1,17E+07	1,01E+07	5,95E+06	9,50E+06	8,57E+06	4,86E+06	9,05E+06
AcyG	mg/L	max	31,14	46,9	31,23	36,8	45,4	39,6	34,93	38
		min	3,4	2	1,6	3,4	14,6	2,73	1,51	4,18
		med	12,12	15	10,93	10,87	18,72	11,97	12,48	13,16
DET	mg/L	max	1,88	1,86	1,88	1,65	5,3	62,54	1,34	10,92
		min	0,61	0,66	0,56	0,5	1,94	0,26	0,1	0,66
		med	1,46	1,36	1,28	1,17	2,45	9,02	0,76	2,5
P-PO ₄	mg/L	max	5,54	4,63	4,84	5,12	6,71	5,14	3,61	5,08
		min	1,08	0,91	0,85	0,77	3,4	0,76	0,66	1,21
		med	2,78	2,52	2,5	2,42	3,69	2,56	1,85	2,62

(1) Se aplica la normativa correspondiente a CF. (1) – (7) Identificación de las estaciones de monitoreo

(2) Calculado a la temperatura media de cada estación

Los parámetros en *cursiva* no se encuentran normados o no es posible calcular el límite o estándar de control

Los valores incumplen para todos los usos propuestos

Los valores en **negrilla** incumplen para alguno de los usos propuestos

FUENTE: EPMAPS (2011)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Los resultados de la TABLA 1.2 calculados a partir de la base de datos de la EPMAPS, indican que de los parámetros normados únicamente los TDS se encuentran en todos los casos bajo el límite de 3000 mg/L, valor correspondiente a uso pecuario. DET cumplen en una mínima medida con la normativa en las estaciones 6 y 7, NO₃ cumple los límites para uso pecuario (máx. 50 mg/L) mas no para preservación de la vida acuática y silvestre (máx 13 mg/L) en todas las estaciones al igual que T (en esto último). Las variables restantes normadas (OD, DBO, DQO, NH₃, CT, CF, AcyG), incumplen en el 100% en todas las estaciones.

Se debe resaltar que las concentraciones elevadas de variables como coliformes fecales y totales, DBO, NH₃, AcyG, DET, P-PO₄, son característicos de contaminación urbana.

1.2 OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una metodología para el cálculo de un índice de calidad de agua para el río Machángara en la cuenca alta del río Guayllabamba, a través de la aplicación de diferentes técnicas estadísticas sobre la base de datos 2002 - 2007, a fin de proporcionar una herramienta de gestión para este recurso hídrico.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Consolidar la base de datos de la EPMAPS de las mediciones de parámetros físico-químicos y microbiológicos para el periodo 2002 - 2007, a través la depuración de registros, uniformización y llenados de vacíos de información, como insumo base para el desarrollo de la metodología de cálculo de un ICA para el río Machángara.
2. Desarrollar una metodología para el cálculo de un ICA para el río Machángara a través de diferentes herramientas estadísticas aplicadas sobre la base de datos consolidada, a fin de contar con una herramienta útil para la gestión del cuerpo hídrico.

3. Evaluar el ICA adaptado para el río Machángara a través de un análisis de sensibilidad y comparándolo con diferentes ICAS para cuerpos hídricos superficiales, para analizar la eficiencia de su desempeño.

1.4 ALCANCE

El desarrollo de la metodología para la adaptación y evaluación del ICA para el río Machángara se realiza con base en la disponibilidad de los registros históricos mensuales de parámetros físico-químicos y microbiológicos del periodo 2002 - 2007 de la EPMAPS para el río Machángara, a lo largo de siete estaciones de muestreo dentro del DMQ, visualizadas en la FIGURA 1.2.

El alcance comprende las siguientes fases y etapas:

CONSOLIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS

- Evaluación de la base de datos disponible mediante un inventario inicial
- Conformación y análisis estadístico descriptivo de la base de datos inicial
- Manejo de datos censurados y valores atípicos
- Uniformización de variables
- Llenado de vacíos de información

CÁLCULO DE UN ICA PARA EL RÍO MACHÁNGARA

- Análisis estadístico descriptivo de la base de datos consolidada
- Selección y jerarquización de variables para la conformación del ICA
- Determinación de los subíndices de calidad, ponderación, agregación y clasificación mediante la selección de un modelo de ICA.
- Evaluación espacial y temporal de la calidad del agua del río Machángara en el área de estudio mediante el ICA adaptado.

EVALUACIÓN DEL ICA ADAPTADO

- Evaluación de la sensibilidad del modelo

- Evaluación de la eficiencia del desempeño del ICA obtenido mediante la comparación con el ICA de la NSF.

1.5 JUSTIFICACIÓN

Landwehr y Deininger (1976), acertaron en que una de las maneras más efectivas para comunicar información sobre tendencias de aspecto ambiental, tanto al público como a las agencias gubernamentales, es a través de índices de calidad de agua o ICAS. Estos mejoran la comunicación con el público, aumentan su conciencia sobre las condiciones de calidad del agua y ayudan en la definición de prioridades con fines de gestión (Torres, Cruz, y Patiño, 2009). Además, pueden utilizarse para la evaluación de la calidad del recurso entre diferentes áreas geográficas, ejecución de normatividad, análisis de tendencias y educación ambiental (Ott, 1978). En contraparte, los enfoques tradicionales analizan la calidad del agua variable por variable y, entre cuerpos de agua con base en resúmenes estadísticos (Cash y Wright, 2001). Eso es insuficiente para integrar e interpretar un panorama de la calidad del agua al público, administradores y agencias gubernamentales, que requieren información concisa sobre esos cuerpos de agua (Boyacioglu, 2010), así como a menudo este tipo de información es inentendible para no expertos (Cash y Wright, 2001).

Son varias las ventajas de la aplicabilidad de ICAs para la evaluación de la calidad de cuerpos hídricos. Por ejemplo, un ICA expresa en forma concisa la importancia de los datos generados de laboratorio y facilita su interpretación. Muestra además la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua, establece tendencias y zonas problemáticas. Brinda de esta forma una guía para la priorización de la evaluación de la calidad del agua más detallada (Torres et al., 2009).

Además al aplicar ICAS, la evaluación de la calidad del agua para regulación del recurso hídrico se encuentra sujeta a criterios que no necesariamente garantizan el resultado esperado para regiones con diferentes características, en consecuencia, muchos países han desarrollado estudios e indicadores tendientes a aplicar criterios de evaluación propios, en correspondencia a sus necesidades (Torres et

al., 2009). Por tanto, la evaluación de la calidad de un curso hídrico a través del empleo de índices de calidad adaptados a la zona de estudio constituye una ventaja comparativa con relación a índices determinados en regiones con características diferentes.

De esta forma, al utilizar un ICA desarrollado para el río Machángara dentro del DMQ, se facilitaría sustancialmente la comunicación y análisis de la información agilizando la toma de decisiones por parte de los responsables de la gestión del recurso hídrico como lo es en este caso la EPMAPS; en adición, los valores obtenidos del ICA dentro del periodo de estudio se constituirían en una línea base o referencial, para fines de evaluación de la eficacia de las medida que se vayan ejecutando como parte del PDRQ.

Al sintetizar la información multidimensional de la calidad de agua de igual forma se facilita el seguimiento y control por parte de entidades gubernamentales como el MAE. Así también el uso de un ICA facilita el entendimiento de la calidad del recurso hídrico a público no especializado en general.

Por otro lado, al momento de abordar las series de datos históricos disponibles para la adaptación de un ICA para el río Machángara, se ha evidenciado falta de uniformización de ciertas variables y discontinuidad de la serie de datos. Por lo cual, se plantea el uso de herramientas estadísticas descriptivas e inferenciales que permitan utilizar objetivamente la información disponible.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

Desde el punto de vista normativo, la calidad del agua se define como el conjunto de propiedades fisicoquímicas y microbiológicas, que satisfacen los requisitos de calidad de la norma o especificaciones técnicas, así como requerimientos relacionados con el uso propuesto, lo cual incluye el mantenimiento de ecosistemas, entre otros (Puerto Rodríguez y Pimentel Suárez, 2006).

La valoración de la calidad del agua según la UNESCO/WHO/UNEP (1992), citada por Fernández y Solano (2005), es la estimación de su naturaleza, química, física y biológica, en relación con su calidad natural, influencia antrópica y uso potencial.

La calidad del agua se ha estimado a partir de parámetros físicos, químicos y biológicos, evaluados individualmente o conjuntamente (Samboni Ruiz, Carvajal Escobar, y Escobar, 2007). En su valoración y evaluación se han empleado diversas metodologías como la comparación de las variables con la normativa vigente; los ICAS, donde, a partir de un grupo de variables medidas se genera un valor que estima y cualifica la fuente y, metodologías más complejas como la modelación.

Los índices, como lo es en este caso los ICAS, tienen la ventaja de ser fáciles de usar y proporcionan una rápida e intuitiva idea de la calidad del agua (González H, Carvajal S, y Toro B, 2011).

2.1 DEFINICIÓN DE ICA

La organización para la cooperación económica y desarrollo (OECD) según Castro, Almeida, Ferrer, y Diaz (2014), define un índice como un conjunto de indicadores o parámetros agregados o ponderados; el indicador es un parámetro o valor derivado de estos, que ayuda a describir el estado de un fenómeno, ambiente o área, con un

significado que va más allá del valor del parámetro, mientras que el parámetro es la propiedad que se mide u observa.

Dentro de esto, los ICAS se definen como una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros que sirven como expresión o medida o establecimiento de un nivel de la calidad del agua, representados por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o incluso un color ((Fernández y Solano, 2005; IDEAM, 2007) y varios autores citados por Torres et al. (2009)).

2.2 ICAS VENTAJAS Y DESVENTAJAS

La OECD a través de la comisión europea de investigación (JRC), describe algunas de las principales ventajas y desventajas del empleo de indicadores compuestos o índices en general: pueden resumir realidades complejas multidimensionales y facilitar su comprensión con efectividad; son más fáciles de interpretar que un conjunto de varios indicadores separados, sin perder información subyacente y bajo una escala temporal; facilitan la comunicación con diferentes audiencias, entre otras ventajas. Algunas desventajas son que pueden generar conclusiones simplistas, controversias o políticas inapropiadas, especialmente si son mal dimensionados, contruidos o interpretados (OECD, 2008).

Respecto a los índices de calidad del agua, Dunnette (1979) estableció requisitos para la construcción de ICAS que representan ventajas intrínsecas, tales como el facilitar una mejor comunicación de la información sobre la calidad del agua al público; obtenerse fácilmente a partir de los datos de monitoreo disponibles; buscar un equilibrio entre la simplificación excesiva y conceptualizaciones técnicas complejas; implicar una comprensión de la importancia de los datos que representan; y estar objetivamente diseñado pero comparable con el juicio de un experto para que su validez pueda ser evaluada.

En la TABLA 2.1 se muestran algunas ventajas y limitaciones de los ICAs como herramientas de evaluación de la calidad de las aguas (Fernández y Solano, 2005; Torres et al., 2009):

TABLA 2.1 Ventajas y limitaciones del uso del ICA

Ventajas	Limitaciones
Método simple, conciso y válido que expresa la importancia de los datos generados regularmente en el laboratorio.	Está limitado espacial y temporalmente por lo que puede dar lecturas erráticas en un lugar y época específicos.
Identifica parámetros prioritarios para evaluaciones de calidad del agua más detalladas.	Varios índices se diseñan para ecosistemas y/o regiones específicas, no pueden transferirse directamente a otras áreas. No son de aplicación universal debido a las diferentes condiciones ambientales que presentan las cuencas de una región a otra.
Útil en la evaluación de la calidad del agua para usos generales.	Se basan en generalizaciones conceptuales que no son de aplicación universal.
Muestra la variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua.	Proporciona un resumen de los datos que al generalizarse excesivamente puede terminar en juicios subjetivos, influenciado por el peso de algunas de las variables.
Identifica tendencias de la calidad del agua y áreas problemáticas.	Entrega información parcial de la calidad del agua. Un solo índice puede no ser indicativo de toda la dinámica del sistema.
Transforma gran variedad de indicadores ambientales en un sistema de fácil comunicación.	No se consideran las interacciones entre los parámetros
Facilita el entendimiento e interpretación de los datos a través de la síntesis de información compleja.	Evalúan parcialmente los riesgos presentes en el agua.
Mejora la comunicación con el público y su concientización sobre las condiciones de calidad del agua.	Pueden ser subjetivos y sesgados en su formulación.
Ayuda en la definición de prioridades con fines de gestión.	Algunos científicos y estadísticos tienden a rechazar y criticar su metodología, lo que afecta la credibilidad de los ICA como una herramienta para la gestión.
La información que proporciona es de utilidad para el mejoramiento en la normatividad.	Los resultados son altamente sensitivos en función de la estructura del índice.

FUENTE: Fernández y Solano, 2005; Torres et al., 2009; Zandbergen y Hall, 1998

Al considerar la reserva por parte de ciertos científicos en el uso de índices de calidad (TABLA 2.1, limitaciones) esta cobra sentido si el índice no es construido en forma transparente o sin dar a entender con claridad el alcance de su aplicación, tal como se explica en las posibles desventajas consideradas por la OECD.

Finalmente, es importante señalar que los ICAS habituales tienen limitaciones como el del uso de un limitado número de variables y entrega de resultados determinísticos, en contraposición a modelos probabilísticos que hacen uso de técnicas más elaboradas como redes neuronales, sistemas de inferencia *fuzzi* o redes Bayesianas (Nikoo, Kerachian, Malakpour Estalaki, Bashi Azghadi, y Azimi Ghadikolaee, 2011). No obstante, para ello se parte de los modelos clásicos de

calidad del agua, aprovechando sus ventajas así como los beneficios del uso de inteligencia artificial (González H et al., 2011).

En cuanto a su aplicabilidad, es posible ilustrar tendencias espaciales y temporales generales del sistema; explorar relaciones con otras variables a través de representaciones gráficas y correlaciones; comparar los resultados del índice con valores de sitios referenciales establecidos como parte de su desarrollo. En contraparte, no es posible realizar cálculos tales como promedios a lo largo del tiempo, medias, entre otros, más allá de para lo cual el índice haya sido diseñado originalmente; elaborar análisis de regresión múltiple, atribuir un significado a los valores de un índice sin la referencia de cómo este índice fue desarrollado originalmente (Zandbergen y Hall, 1998). Esto cobra sentido, debido a la metodología en sí misma con base en la cual se obtiene el índice.

2.3 ICAS A NIVEL MUNDIAL Y EN ZONAS DE TRÓPICO

En este capítulo se describen brevemente los índices de Brown o NSF (1970) de los Estados Unidos y el índice de la CCME (1997) de Canadá. Su selección se debe a que han servido como modelos para diversos índices oficiales en el mundo, así como también han sido utilizados como marco de referencia por los investigadores al momento de desarrollar o validar nuevos índices (Abbasi y Abbasi, 2012). Complementariamente se describe el índice de Dinius (1972), catalogado como el precursor de los índices de planificación o toma de decisiones (Abbasi y Abbasi, 2012); y varios índices empleados en Centroamérica y Sudamérica.

Su análisis permitirá conocer los diferentes enfoques y metodologías en cuanto al diseño de ICAS para aguas superficiales.

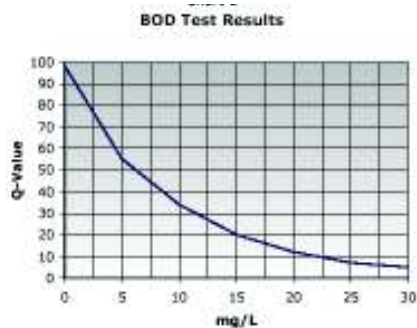
2.3.1 ÍNDICE DE BROWN O DE LA NSF (ESTADOS UNIDOS, 1970)

Horton (1965), desarrolla el primer índice numérico para establecer patrones de contaminación acuática (Rodríguez Rodríguez, Ramos López, Romero Olivé, y Hernández Hernández, 1997).

Con base en ese índice, Brown, McClelland, Deininger, y Tozer (1970), bajo el soporte de la NSF de Estados Unidos establecen un nuevo índice, utilizando la técnica de investigación Delphi. Dicha técnica confirió mayor rigurosidad en la selección de parámetros, desarrollando una escala común y asignando pesos, con la aplicación de paneles de expertos (Abbasi y Abbasi, 2012).

Como resultado, nueve variables fueron seleccionadas para la conformación del índice: Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, pH, DBO₅, Nitratos, Fosfatos, Desviación de la Temperatura, Turbidez y Sólidos Totales (Abbasi y Abbasi, 2012; IDEAM, 2007).

Luego, se construyeron curvas de valoración de la calidad del agua para cada variable con un rango de cero a 100 % en las ordenadas y, los diferentes niveles de las variables, en las abscisas (FIGURA 2.1). Estas curvas, conocidas como “Relaciones Funcionales” o “Curvas de Función” indican la variabilidad de la calidad del agua como consecuencia del nivel de contaminación de las variables, citado por (IDEAM, 2007). Los valores obtenidos en las ordenadas corresponden a los subíndices de calidad.



(Note: If BOD > 30, Q=2.0)

Función del subíndice de calidad para DBO₅



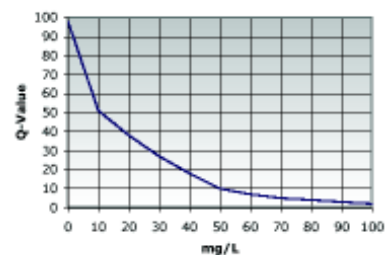
(Si Coliformes Fecales > 10⁵, Q=2.0)

Función del subíndice de calidad para Coliformes Fecales)



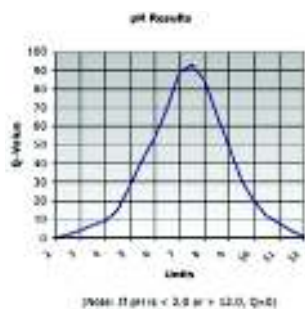
(Note: If % Saturation > 100, Q=10.0)

Función del subíndice de calidad para Oxígeno Disuelto (% Saturación)

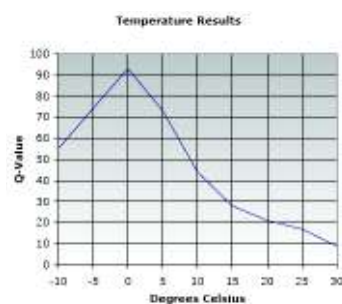


(Si Nitratos N-NO₃ > 100, Q= 1)

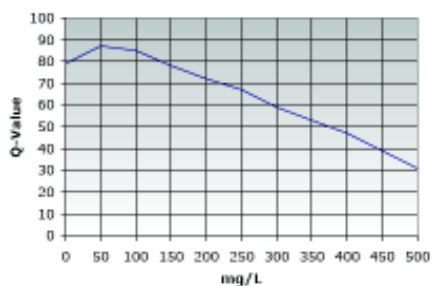
Función del subíndice de calidad para Nitratos (N-NO₃)



Función del subíndice para Potencial Hidrógeno (pH)

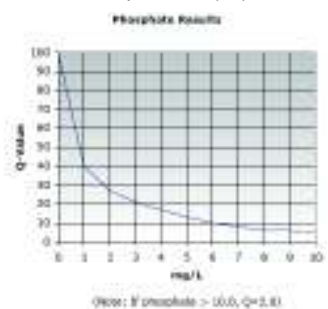


Función del subíndice para Desviación de la Temperatura (°C)

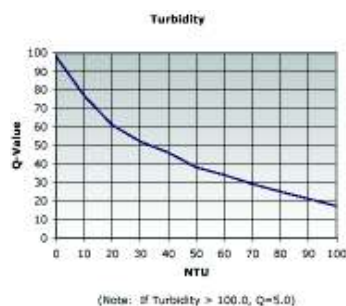


Si Sólidos Totales > 500 mg/L, Q=20

Función del subíndice de calidad para Sólidos Totales



Función del subíndice de calidad para Fosfatos (PO₄)



Función del subíndice de calidad para Turbiedad

FIGURA 2.1 Curvas Funcionales WQI-NSF (1970)

FUENTE: Fernández y Solano (2005) (tomada de (BASIN)), Ballesteros et al. (2004).

Verificación de la expresión de los valores del eje x: Oram (2014).

Las ecuaciones de estas curvas desarrolladas por Ballesteros et al. (2004): ec. 2.1 – ec.2.5; ec. 2.7- ec. 2.8 y, Jiménez y Vélez (2006): ec. 2.6 y ec. 2.9, se muestran en la TABLA 2.2.

Se establecieron luego pesos a los subíndices obtenidos al utilizar las curvas funcionales, según la importancia de las variables para la conformación del índice.

Esta información y la descripción de la importancia de estos parámetros según Canter (1998) y Lobo (2000), citados por Luque (2005), se indican en la TABLA 2.3.

TABLA 2.2 Funciones de los Subíndices del WQI-NSF Brown (1970)

Parámetro	Dimensión	Función del Subíndice (I)	
DBO	mg/L	$SI_{DBO_5} = e^{(4.5824 - 0.1078DBO_5 + 2.4581 \times 10^{-14} e^{(1/DBO_5)})}$	(2.1)
		Si $DBO_5 > 30$ mg/L, $SI_{DBO_5} = 2$	(1)
OD (%Sat.)	% saturación	$SI_{OD} = e^{(1.3663 + 0.063\%sat - 0.000303\%sat^2)}$	(2.2)
		Si %Sat > 140, $SI_{OD} = 50$	
Turbiedad (Turb)	UNT	$SI_{Turb} = e^{(4.561 - 0.0196Turb + 2.4167 \times 10^{-5}Turb^2)}$	(2.3)
		Si Turb > 100 UNT, $SI_{Turb} = 5$	
ST	mg/L	$SI_{ST} = \frac{1}{0.0123 - 1.3545 \times 10^{-5}ST + 9.265 \times 10^{-8}ST^2}$	(2.4)
		Si ST > 500 mg/L, $SI_{ST} = 20$	
pH	Unidades pH	$SI_{pH} = e^{(-7.6434pH + 18.5352 \frac{1}{pH} + 14.625[Ln(pH)]^2)}$	(2.5)
		Si pH < 2.0 o pH > 12.0 und, $SI_{pH} = 0$	
CF	NMP	$SI_{CF} = e^{(4.5922 - 0.1063Ln(CF) - 0.0152[Ln(CF)]^2)}$	(2.6)
		Si Coliformes Fecales > $10^5/100$ mL, $SI_{CF} = 2$	
PO ₄	mg/L PO ₄	$SI_{PT} = \frac{1}{0.0084 + 0.0143PO_4 + 0.00074(PO_4)^2}$	(2.7)
		Si PO ₄ > 10mg/L, $SI_{PO_4} = 2$	
N-NO ₃	mg/L N-NO ₃	$SI_N = e^{(4.4706 - 0.043N + 2.8813 \times 10^{-5}N^2)}$	(2.8)
		Si N > 100 mg/L, $SI_N = 1$	
T (ΔT: desviación de la temperatura desde el equilibrio)	°C (ΔT)	$SI_T = 1.9619E - 06 (\Delta T)^6 - 1.3964E - 04 (\Delta T)^5$ $+ 2.5908E - 03 (\Delta T)^4 + 1.5398E$ $- 02 ((\Delta T)^3 - 6.7952E - 01 (\Delta T)^2$ $- 6.7204E - 01 (\Delta T) + 9.0392E$ $+ 01$	(2.9)

(1) Ecuación editada con base en la comparación de resultados obtenidos con la ecuación de (Jiménez y Vélez, 2006; Oram, 2014).

FUENTE: Ballesteros et al., 2004; Jiménez y Vélez, 2006

TABLA 2.3 Parámetros más significativos según Brown et al. (1970)

Parámetro	Ponderación Definitiva	Descripción Importancia del Parámetro (Canter 1998, Lobo 2000)
Oxígeno Disuelto	0,17	Condiciones críticas para la vida acuática
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	0,11	Materia orgánica biodegradable, limitante para aguas de consumo humano
Turbidez	0,08	Limitante para aguas de consumo humano
Sólidos Totales	0,07	Limitante para aguas de consumo humano
Nitratos	0,10	Determina niveles de eutrofización riesgo por consumo
Fosfatos	0,10	Determina niveles de eutrofización
pH	0,11	Condiciones para la vida acuática y agua potable
Temperatura	0,10	Crítico para la vida acuática y consumo humano
Coliformes Fecales	0,16	Contaminación fecal, limitante para consumo humano

FUENTE: Abbasi y Abbasi (2012); Luque (2005)

Para la agregación de los subíndices en un ICA, se seleccionó un promedio geométrico ponderado de los subíndices (ec. 2.10), obteniéndose un número entre cero y 100, donde cero representa la calidad de agua muy pobre y 100 representa la calidad de agua excelente.

Según Ott (1978) en la actualidad se emplea con mayor frecuencia el promedio aritmético ponderado, aun cuando el producto ponderado evita eclipsar el resultado (Fernández y Solano (2005).

$$QWI = \left(\prod_{i=1}^n q_i \right)^{w_i} \quad (2.10)$$

La escala de clasificación diseñada para la interpretación del valor obtenido del índice se muestra en la TABLA 2.4.

TABLA 2.4 Clasificación del índice de Calidad de Brown et al. (1970)

Valor del Índice de Calidad	Clasificación	Escala de Color
91-100	Excelente calidad	Azul
71-90	Buena calidad	Verde
51-70	Mediana calidad	Amarillo
26-50	Mala calidad	Naranja
0-25	Muy mala calidad	Rojo

FUENTE: Abbasi y Abbasi, 2012; IDEAM, 2007; Samboni Ruiz et al., 2007

Según Abbasi y Abbasi (2012), el índice de Brown representa o evalúa la calidad general del agua; no reconoce e incorpora funciones específicas para evaluación de fuentes para agua potable, agricultura, industria, entre otros usos. Esta clasificación del índice es compartida por varios autores como Landwehr y Deininger (1976), Fernández y Solano (2005). No obstante, según la información de la NSF (Consumer information, 2006), citada por Castro et al., 2014; Torres et al., 2009, en su clasificación se incluyeron características que debe presentar la fuente de captación para consumo humano. Este último criterio es apoyado también Ballesteros et al. (2004) con referencia a la información de Rojas (1991). Entonces, según Rojas (1991), la TABLA 2.4 corresponde a la clasificación de la calidad del agua para ser considerada como fuente de captación para consumo humano.

Este índice ha sido usado ampliamente desde sus inicios. Así en 1977, 12 de los 60 estados y agencias interestatales lo usaron (Ott, 1978), citado por Fernández y Solano (2005). A pesar de que este índice fue creado de acuerdo con las características de los ríos de Norteamérica su aplicación generalizada lo convierte en una guía práctica para la valoración de la calidad del agua de fuentes superficiales (Ballesteros et al., 2004). El índice con sus modificaciones se emplea en varios países incluyendo India (Bhargava, 1985); Brasil (Abraham et al., 2007); México (Sedeno-Díaz y Lopez-Lopez, 2007); Guinea-Bissau (Bordalo y Savva-Bordalo, 2007); Polonia (Stojda y Dojlido, 1983); Egipto (Soltan, 1999); Portugal (Bordalo et al., 2006); Italia (Giuseppe y Guidice, 2010), entre otros. En adición, ha sido usado como base para el desarrollo de índices para aguas subterráneas (Chaturvedi y Bhasin, 2010, citado por Abbasi y Abbasi (2012)).

A nivel de Sudamérica, en Perú también se utiliza este índice (Samboni Ruiz et al., 2007). En Brasil se utiliza el ICA desarrollado por la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental de Brasil (CETESB), que corresponde a un ICA modificado a las condiciones del trópico, para la valoración de la calidad del agua de ríos para uso doméstico (CETESB, 2006, citado por Samboni Ruiz et al. (2007)). En Colombia han sido desarrollados varios ICAS, tomando como referencia el índice de la NSF: uno de ellos es el índice desarrollado por la Corporación del Valle del Cauca (CVC) y Universidad del Valle para la evaluación de la calidad del agua como

abastecimiento para consumo humano en un tramo del río Cauca (Patiño et al., 2013; Torres et al., 2009).

2.3.2 ÍNDICE DE DINIUS (ESTADOS UNIDOS, 1972)

Este índice puede considerarse el precursor de los índices de planificación o toma de decisiones puesto que se diseñó como un “sistema de contabilidad social rudimentario” (Dinius, 1972), que intentó medir los costos e impactos de los esfuerzos de control de contaminación (Abbasi y Abbasi, 2012).

Los subíndices del índice de Dinius se desarrollaron a partir de una revisión de la literatura científica publicada. Para la selección de parámetros se establecieron las categorías: cantidad de material orgánico, bacterias coliformes, material iónico y características físicas. Se seleccionaron entonces 11 parámetros. Así como el índice de Horton y el de la NSF-WQI, éste tenía escala decreciente, con valores expresados como un porcentaje de calidad de agua perfecta correspondiente al 100% (Abbasi y Abbasi, 2012; Dinius, 1972). El proceso de selección de variables se detalla en el Capítulo 2.4.1.3 (más adelante).

Dinius examinó la calidad del agua descrita por diversas autoridades a diferentes niveles de variables contaminantes, y a partir de esta información se generaron 11 ecuaciones para los subíndices. El índice se calculó como el promedio aritmético ponderado de los subíndices, como el índice de Horton, y la versión aditiva del NSF-WQI (Abbasi y Abbasi, 2012).

Posteriormente Dinius (1987) desarrolla un nuevo ICA bajo estándares de referencia de la calidad del agua desarrollados por el panel de siete expertos bajo la metodología Delphi, en vez de valores referenciales utilizados en el primer índice.

Utiliza un índice multiplicativo (ec. 2.11) en vez del aditivo, e incorpora nitratos como parámetro adicional. De esta forma quedan definidas 12 variables contaminantes: OD, DBO₅, Coliformes Totales, E coli, pH, Alcalinidad, Dureza, Cloruros, Conductividad específica, Temperatura, Color y Nitratos y seis usos de agua:

abastecimiento público de agua, recreación, vida acuática (peces), vida acuática (mariscos), agricultura e industria.

$$IWQ = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i} \quad (2.11)$$

IWQ: índice de calidad del agua (número entre 0 – 100)

I_i : subíndice de la variable contaminante (número entre 0 – 100)

w_i : peso de la variable contaminante (número entre 0 – 1)

n : número de variables contaminantes

Este índice se ha utilizado en la evaluación de cuerpos hídricos, así como índice referencial en la construcción de índices adicionales de calidad. Por ejemplo, puede citarse el primer índice desarrollado y aplicado en México, el índice INDIC-SEDUE (Montoya, Contreras, y García (1997), citado por Fernández y Solano (2005).

En adición, se citan los trabajos de Sedeño-Díaz y López-López (2007) donde se evalúa la calidad del río Lerma, cuya cuenca es una de las más importantes en México, concentrando alrededor del 11% de su población; el índice adaptado de León (1991), aplicado en la cuenca Lerma Chapala (Fernández y Solano, 2005); la evaluación de la Quebrada la Ayurá en Colombia (Meléndez, Quintero, y Ramirez, 2013) con la aplicación de este índice.

2.3.3 ÍNDICE DE LA CCME (CANADÁ, 1997)

En 1997 el comité técnico de la Canadian Council of Ministers of Environment (CCME) formula un índice aplicado para para uso nacional, el cual corresponde a una adaptación del índice de calidad del agua de la British Columbia (BCWQI) (Abbasi y Abbasi, 2012; Boyacioglu, 2010).

El BCWQI se fundamenta en la evaluación del cumplimiento de objetivos basados en legislación que protege diferentes usos del cuerpo de agua: fuentes de abastecimiento para agua potable, recreación, irrigación, uso pecuario, vida silvestre y vida acuática (Abbasi y Abbasi, 2012; Fernández y Solano, 2005).

La aplicación del ICA de la CCME (WQI CCME) entonces requiere de objetivos o guías de calidad del agua. Por lo tanto, para cada sitio y según el uso del agua, diferentes conjuntos de parámetros o variables pueden ser usados dependiendo de la disponibilidad de datos y estándares regulatorios (Boyacioglu, 2010).

El índice se conforma de tres factores cada uno de los cuales ha sido escalado entre 0-100: El Alcance (F_1), que corresponde al número de variables que incumplen el objetivo de calidad del agua; Frecuencia (F_2): el número de veces que estos objetivos no son cumplidos; Amplitud (F_3): La cantidad o el monto por el cual los objetivos no son cumplidos (Boyacioglu, 2010)

Estos factores combinados forman un vector en un espacio de “excedencia de objetivos” (Cash y Wright, 2001). Los factores F_1 , F_2 , F_3 se representan como vectores. El índice cambia en proporción directa a los cambios de F_1 , F_2 , F_3 (Abbasi y Abbasi, 2012).

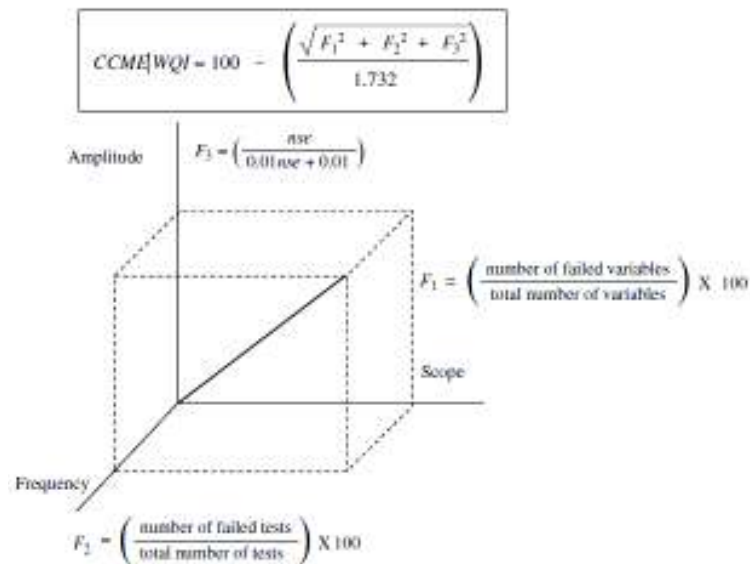


FIGURA 2.2 Representación de los vectores F_1 , F_2 , F_3 y el CCME-WQI

FUENTE: Abbasi y Abbasi (2012) (tomado de Terrado et al., 2010).

En general la determinación de este índice se puede resumir en los siguientes pasos (Khan et al. 2004, citado por Boyacioglu (2010):

1. Escoger las variables
2. Escoger las guías de calidad
3. Calcular los valores del índice

El cálculo del índice se basa en la ecuación del BCWQI. La fórmula de cálculo es la siguiente (Cash y Wright, 2001):

$$CCMEWQI = 100 - \sqrt{\left(\frac{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}{1,732}\right)} \quad (2.12)$$

El factor de 1,732 se debe a que cada uno de los factores puede alcanzar el valor más alto de 100, lo cual significa que el vector puede alcanzar un valor máximo de 173,2:

$$\sqrt{(100^2 + 100^2 + 100^2)} = \sqrt{30000} = 173,2$$

Por ello, al dividir por el valor de 1,732, el vector disminuye a un valor máximo de 100.

Los factores F_1 , F_2 , F_3 se calculan de la forma siguiente:

Factor F_1 : Alcance. - Es el factor F_1 correspondiente al BCWQI. Representa la extensión del no cumplimiento de la guía de calidad, estándar u objetivo de calidad del agua en el lapso considerado (número de variables que no cumplieron los niveles deseables).

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variables o parámetros fallidos}}{\text{Número total de variables o parámetros}}\right) \times 100 \quad (2.13)$$

Las variables son los parámetros con objetivos de calidad los cuales han sido medidos en el periodo de tiempo considerado para el cálculo del índice.

Factor F_2 : Frecuencia. - Es el factor F_2 del BCWQI. Representa el porcentaje de medidas o ensayos individuales que no cumplieron el objetivo (pruebas fallidas o número de pruebas que incumplieron el estándar de calidad).

$$F_2 = \frac{\text{Número de ensayos fallidos}}{\text{Número total de mediciones o ensayos}} \quad (2.14)$$

Factor F_3 : Amplitud. - Representa el nivel de incumplimiento por el cual los ensayos no alcanzaron sus objetivos o representa la magnitud con la cual los valores de las pruebas se desviaron de los estándares de calidad. Se calcula en tres pasos:

1. *Excursion*: Número de veces en las cuales una concentración es mayor que el objetivo (o menor cuando el objetivo es un mínimo).

Cuando el valor no debe exceder el objetivo se calcula de la siguiente forma:

$$excursion_i = \left(\frac{\text{valor o concentración fallida}_i}{\text{Objetivo de calidad}_j} \right) - 1 \quad (2.15)$$

Cuando el valor no debe ser menor al del objetivo (objetivo mínimo):

$$excursion_i = \left(\frac{\text{Objetivo de calidad}_j}{\text{valor o concentración fallida}_i} \right) - 1 \quad (2.16)$$

2. Suma normalizada de excedencias (nse): La cantidad agregada por la cual las pruebas individuales están fuera de cumplimiento. Se calcula sumando las excedencias de los ensayos individuales y dividiendo para el número total de ensayos (los ensayos que cumplieron los objetivos y los que no lo lograron).

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excedencia}_i}{\# \text{ ensayos totales}} \quad (2.17)$$

3. F_3 se calcula como una función asintótica que escala la suma normalizada de las excedencias de los objetivos (nse) produciendo un rango entre 0 y 100.

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0,01nse + 0,01} \right) \quad (2.18)$$

El valor del índice se encuentran entre cero (el peor) y 100 (la mejor calidad), en orden inverso al BCWQI, y se categoriza en cinco rangos de calidad (Saffran, Cash, Hallard, Neary, y Wright, 2001). Esto puede observarse en la TABLA 2.5.

Con respecto a la categorización, la asignación de los valores del CCMME WQI para clasificar la calidad del agua representa un proceso crítico y algo subjetivo, por tanto, esta debería basarse en la mejor información disponible, juicio de los expertos, así como las expectativas del público en general respecto a la calidad del agua. Esta categorización por tanto se presenta como preliminar, con posibilidades sin duda de ser modificada, así como el índice, en lo posterior. Por otro lado se debe considerar que, debido a la naturaleza del índice, es imposible determinar dentro de un rango si la categorización se debe a excedencias extremas en una variable, o responde a pequeñas desviaciones en una o más variables (Cash y Wright, 2001).

TABLA 2.5 Categorización y clasificación del índice de la CCME

Puntuación	Categoría	Descripción
95 - 100	Excelente	La calidad del agua se encuentra protegida con una ausencia práctica de amenaza o deterioro; las condiciones son muy cercanas a los niveles naturales o prístinos. Esos valores del índice pueden ser únicamente obtenidos si todas las mediciones están dentro de los objetivos casi todo el tiempo.
80 - 94	Buena	La calidad del agua está protegida con un grado menor de amenaza o deterioro; las condiciones rara vez se apartan de los niveles naturales o deseables.
65 - 79	Razonable	La calidad del agua se encuentra usualmente protegida pero ocasionalmente amenazada o deteriorada; las condiciones algunas veces se alejan de los niveles naturales o deseables.
45 - 64	Marginal	La calidad del agua se encuentra frecuentemente amenazada o deteriorada; las condiciones normalmente se alejan de los niveles naturales o deseables.
0 - 44	Pobre	La calidad del agua está casi siempre amenazada o deteriorada; las condiciones usualmente se alejan de los niveles naturales o deseables.

FUENTE: Cash y Wright (2001)

En cuanto a la aplicación del índice, Cash y Wright (2001) da a notar que la aplicación del índice al conjunto de datos de calidad del agua debe ser realizada tomando en cuenta cómo fue formulado el índice, entonces se deben ser tomar en cuenta las siguientes reglas base:

- Las comparaciones entre estos índices sólo deben hacerse cuando está siendo aplicado el mismo set de objetivos. Esto es relevante puesto que puede haber diferentes normativas de control.
- Las comparaciones entre índices deberían realizarse siempre y cuando haya sido usado el mismo set de parámetros o variable medidos.
- Se debe tener especial atención cuando se trabaja con datos antiguos. Siendo que la sensibilidad de los métodos es mayor en la actualidad, es posible que se generen “falsos positivos”, es decir variables que no necesariamente exceden los límites permisibles, sino que sus valores se encontraron muy cercanos a límites de detección con equipos de menor sensibilidad.
- El índice debería ser calculado con parámetros relevantes al cuerpo de agua que están siendo analizado. Esto es particularmente importante cuando se realizan evaluaciones de tendencias a lo largo del tiempo, puesto que parámetros diferentes podrían haber sido medidos; o también cuando se desea realizar evaluaciones en diferentes sitios.
- Un mínimo conjunto de datos no debería ser usado para calcular el índice. Se recomienda al menos cuatro parámetros de análisis y cuatro muestreos por año. Un estudio realizado por Khan et al. (2003), citado por Abbasi y Abbasi (2012) utilizando set de datos anuales mostró que un número bajo de registro de datos tiende a generar un mayor valor de índice de calidad puesto que a menor cantidad de datos se reduce la probabilidad y proporción de excedencia respecto a las guías de calidad así como la frecuencia de esta excedencia.

Según Cash y Wright (2001) a pesar de sus restricciones, el WQI del CCME ha sido utilizado exitosamente en varias jurisdicciones canadienses produciendo información valiosa en cuanto a tendencias a lo largo del tiempo así como ha permitido discriminar sitios impactados y no impactados. El Comité técnico considera que el índice tiene aplicación como herramienta de gestión y comunicación si se aplica de manera adecuada.

En el estudio llevado a cabo por Terrado et al., 2010, citado por Abbasi y Abbasi (2012) fueron analizados cinco indicadores de calidad del agua, los cuales incluyeron el de la CCME y NSF. Los autores encontraron que el índice de la CCME

fue el más adecuado para aplicarse en redes de monitoreo continuo (con muestro automático).

Según Abbasi y Abbasi (2012) este índice ha servido como marco de referencia para el desarrollo o validación de nuevos índices: Stojda y Dojlido, 1983; Soltan 1999; Bordalo et al., 2006; Abrahao et al., 2007; Sedeno-Diaz y Lopez-Lopez, 2007. Bordalo y Savva-Bordalo, 2007. Avannavar y Srihari 2008; Carvajal y Sánchez, 2008; Chaturvedi y Bhasin; 2010; Nikoo et al., 2010; Thi Minh Hanh et al., 2011 y continúa utilizándose fuera de Canadá (Carvajal y Sánchez, 2008; Zouabi Aloui y Gueddari, 2009).

El comité técnico del proyecto ARCAL (Acuerdo Regional de Cooperación para la Promoción de la Ciencia y Tecnología Nucleares en América Latina y El Caribe) , donde participan Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Costa Rica, Cuba, El Salvador, México, Perú, República Dominicana, Uruguay y Venezuela, consideró que el índice de calidad del agua de la CCME es uno de los mejores y más completos, por lo cual fue aprobado y empleado en la propuesta de un ICA para la Región de Latinoamérica y del Caribe (IAEA, 2008). La evaluación del río San Pedro, principal río del estado de Aguascalientes en México, fue realizada mediante la adaptación de este ICA (Guzmán Colis et al., 2011).

2.3.4 ÍNDICE CETESB (BRASIL, 1975)

La CETESB ha adoptado el índice de calidad de la NSF desde 1975 en las 22 cuencas del Estado de Sao Paulo. Las variables de calidad que intervienen en el cálculo de este ICA reflejan principalmente, la contaminación de cuerpos híbridos provocada por la evacuación de aguas residuales domésticas. Este índice fue desarrollado para evaluar la calidad del agua con miras a su utilización en el suministro público, considerando también aspectos relacionados con su tratamiento (IAEA, 2008).

La CETESB planteó una modificación al ICA multiplicativo de la NSF según las condiciones específicas de los ríos del Estado de Sao Paulo, consistente en el cambio de los parámetros Nitratos y Fosfatos por Nitrógeno Total y Fósforo Total

respectivamente, manteniendo el resto de parámetro y las mismas funciones de los subíndices y los pesos de cada parámetro establecidas en el ICA-NSF. Adicionalmente la CETESB modificó la escala de clasificación de la calidad del agua de los ríos en función del valor del índice obtenido, tomando en cuenta el uso del recurso para abastecimiento público (Ballesteros et al., 2004).

La fórmula de cálculo (IAEA, 2008) y, la escala de clasificación comparada con la de la NSF se muestran en la ec. 2.19, 2.20 y TABLA 2.6.

$$IQA = \prod_{1}^{n} q_i^{w_i} \quad (2.19)$$

$$\sum_{1}^{n} w_i = 1 \quad (2.20)$$

Donde:

IQA: índice de calidad del agua CETESB (número del 0 – 100)

qi: subíndice de calidad (número del 0 – 100), obtenido a partir de las funciones de calidad

wi: peso de la variable i (número entre 0 – 1)

n: número de parámetros o variables considerados en el IQA

TABLA 2.6 Clasificación del NSF-WQI e IQA-CETESB (1993)

Valor NSF	Valor CETESB	Clasificación	Escala de Color
91 - 100	80 – 100	Optima / excelente	Azul
71 - 90	52 – 79	Buena	Verde
51 - 70	37 - 51	Aceptable / regular	Amarillo
26 - 50	20 – 36	Mala	Rojo
0 - 25	0 – 19	Muy Mala / Pésima	Negro

FUENTE: Ballesteros et al. (2004); (IAEA, 2008)

A medida que la urbanización e industrialización de ciertas áreas en el Estado de Sao Paulo han ido avanzando, se analizó que el IQA presentaba ciertas limitaciones puesto que su único uso era el de abastecimiento público, y, aún para este destino,

no se consideraban variables como: metales pesados, compuestos orgánicos con potencial mutagénico, que afectan las propiedades organolépticas del agua, cianobacterias y la posible formación de trihalometanos en aguas de manantial. Como consecuencia, a partir del año 2002 la CETESB ha considerado un mayor número de parámetros y usos del recurso hídrico (IAEA, 2008).

2.3.5 ÍNDICE DE ROJAS (COLOMBIA, 1991)

Rojas (1991) citado por Ballesteros et al. (2004), determinó que la incidencia de los nitratos y fosfatos en la calidad del agua del río Cauca, localizado en la zona tropical (Colombia), era despreciable debido a sus bajas concentraciones. También se detectó que la variación de temperatura era mínima al no existir descargas que pudiesen afectar significativamente esta variable. Por tanto, el autor propuso un índice multiplicativo, adaptado al contexto del río, eliminando estas tres variables de las consideradas en el índice de la NSF. Las variables remanentes son: Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, pH, DBO, Turbiedad y Sólidos Totales.

Para la generación de los subíndices de calidad Rojas (1991) mantuvo las funciones de calidad de la NSF, para los parámetros seleccionados (Patiño et al., 2013). En cuanto a la clasificación, Rojas (1991) estableció una categorización, considerando el uso de esta fuente para abastecimiento humano.

Este índice ha sido empleado como referencia para la adaptación de otros índices para ríos tropicales, siendo el caso de la adaptación de un índice de calidad para el tramo Salvajina-La Victoria en el Valle del Cauca expuesto por Ballesteros et al. (2004) y Patiño et al. (2013).

2.3.6 ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN (COLOMBIA, 1997)

Ramírez, Restrepo, y Viña (1997), con base en la aplicación de estadística multivariada sobre los resultados de los monitoreos realizados por la industria petrolera en cuerpos lóticos y lénticos, propuso la utilización de cuatro índices de contaminación (ICOS) en reemplazo a los índices de calidad, a fin de especificar el tipo de problema ambiental en estos ecosistemas (Ramírez et al., 1997).

Esto se lo hizo considerando que al emplear un único valor para evaluación de la calidad del agua se estaría dando una pérdida sustancial de información y enmascarando por tanto la situación real del cuerpo hídrico, en concordancia con el estudio de Behar, Zúñiga de Cardozo, y Rojas Ch (1997), citado por Ramírez et al. (1997).

Es así como se definen los índices de contaminación (ICOS): ICOMI ICOMO, ICOSUS, ICOTRO ICOpH e ICOTEMP. En la TABLA siguiente se detallan las variables utilizadas en cada caso.

El establecimiento de funciones o ecuaciones de calidad o asignación de valores de calidad a las diferentes concentraciones de las variables se realizó con base en legislaciones o valores definidos por diferentes autores para diferentes usos del agua.

TABLA 2.7 ICOS y parámetros utilizados, Ramírez et al. (1997).

Índice de Contaminación	Variables utilizadas
Índice de contaminación por mineralización (ICOMI)	Conductividad, Dureza, Alcalinidad
Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO)	Demanda bioquímica de oxígeno, coliformes totales, porcentaje de saturación de oxígeno
Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS):	Sólidos suspendidos
Índice de contaminación trófico (ICOTRO):	Fósforo Total (P_{total})
Índice de contaminación por pH (ICOpH)	pH
Índice de contaminación por temperatura (ICOTEMP)	Temperatura del vertimiento, T_{vert} Temperatura del curso receptor, T_{recep}

FUENTE: Fernández y Solano, 2005; Ramírez et al., 1997

El autor hace notar que los ICOS al no estar correlacionados, están diseñados para valorar problemas ambientales diferentes, por lo que “una condición particular puede llevar a que en un estudio se implementen pocas variables relativas sólo al problema de contaminación en cuestión” (citado por Fernández y Solano (2005)).

Estos índices han sido empleado como referentes para el análisis, adaptación o construcción de diferentes ICAS en Colombia; así, puede mencionarse el análisis comparativo entre el índice de la NSF e ICOs de Jiménez y Vélez (2006); la adaptación de un ICA para el tramo Salvajina-La Victoria en el Valle del Cauca expuestos por Ballesteros et al. (2004) y Patiño et al. (2013); el establecimiento de índices y objetivos de calidad del agua para las cuencas de segundo orden de la jurisdicción de la CAR- Cundinamarca, desarrollado por Puerto Rodríguez y Pimentel Suárez (2006); entre otros.

2.3.7 ÍNDICE ICAUCA (COLOMBIA, 2003)

Ballesteros et al. (2004) plantearon la adaptación de un índice a las condiciones particulares de los ríos del trópico, tomando como referencia el índice de la NSF (Brown et al., 1970), el índice de Dinius (1987), el índice de la CETESB (2002), el índice de (Rojas, 1991) y los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998) ICOMI, ICOMO e ICOSUS. Tanto el índice de Rojas como el de González y Viña, fueron desarrollados para ríos de Colombia.

El estudio fue realizado sobre un tramo del río Cauca perteneciente a la zona del Alto Cauca, desde la represa de Salvajina hasta el municipio de La Virginia, Colombia. Este río es de particular interés puesto que atraviesa 183 municipios donde residen alrededor de 19 millones de habitantes, representando aproximadamente el 41% de la población colombiana (Ballesteros et al., 2004).

Para la selección de parámetros Ballesteros et al. (2004) consideraron a aquellos que debido a condiciones naturales y/o antropogénicas incidían en forma puntual o permanente en detrimento de la calidad del agua, limitando algún uso (consumo humano, agrícola o pecuario); así como, los parámetros que evidenciaron un mayor efecto relativo correspondiente a un análisis de sensibilidad de primer orden (López Jiménez, Espert Alemany, Carlos Alberola, y Martínez Solano, 2003) y, parámetros relevantes para la evaluación de la calidad del cuerpo hídrico.

El análisis de sensibilidad se aplicó sobre los índices mencionados inicialmente. Fueron descartados el índice de Behar et al. (1997), el de (León Vizcaino) (1998) y

Montoya et al. (1997) Queralt (1982) puesto que variables como fenoles, detergentes, grasas y aceites no fueron monitoreadas o, alguno (s) de ellos no incluían parámetros relevantes en este estudio como sólidos, indicadores de contaminación microbiológica, DBO o nutrientes (Ballesteros et al., 2004).

Como resultado de lo anterior fueron seleccionados diez parámetros (en orden de importancia descendente): Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, DBO₅, Turbiedad, Sólidos Totales, Fósforo Total, pH, Nitrógeno Total, Sólidos Suspendidos, Color. No fueron incluidos grupos de pesticidas o sustancias tóxicas.

Se escogió como modelo de agregación el promedio geométrico ponderado o multiplicativo. Según la NSF, cuyo modelo fue referencial para este índice, la formulación multiplicativa es más sensible y recomendable al tomar algunos de los subíndices valores extremos, lo que sucedió en este estudio (citado por Ballesteros et al. (2004),).

En cuanto a las funciones de calidad para la obtención de los subíndices se seleccionaron las del ICA-NSF para los parámetros Oxígeno Disuelto, Coliformes Fecales, DBO₅, Turbiedad, Sólidos Totales y pH, utilizadas también por Rojas (1991). Para el Fósforo y Nitrógeno Total se emplearon las funciones del ICA del CETESB (2002), que corresponden a las del ICA-NSF. Para los sólidos suspendidos (SS) se utilizó la función del ICOSUS de Ramírez et al. (1997), pero expresada como evaluación de la calidad en vez de contaminación; y para el color, la función del ICA de Dinius (1987).

Para la ponderación de los subíndices de calidad se tomaron como referencia los resultados del análisis de sensibilidad, la variabilidad temporal climática de las variables, así como los criterios con base en la experiencia del grupo de trabajo. Los valores de las ponderaciones se muestran en la TABLA 2.8.

TABLA 2.8 Ponderaciones del índice ICAUCA e ICA-NSF

No.	Parámetro	Ponderación NSF (%)	Ponderación ICAUCA (%)
1	Oxígeno Disuelto	17	21
2	Coliformes Fecales	16	16
3	DBO5	11	15
4	Turbiedad	8	7
5	Sólidos Totales	7	7
6	Fósforo Total	10 (como Fosfatos)	8
7	pH	11	8
8	Nitrógeno Total	10 (como Nitratos)	8
9	Sólidos Suspendidos		5
10	Color		5
11	Temperatura	10	

FUENTE: Abbasi y Abbasi, 2012; Ballesteros et al., 2004

2.4 METODOLOGÍA PARA LA CONSTRUCCIÓN DE ICAS

En general el desarrollo de cualquier índice de calidad del agua puede resumirse en los cuatro pasos siguientes (Abbasi y Abbasi, 2012; Fernández y Solano, 2005; Samboni Ruiz et al., 2007) (algunos autores omiten el paso dos y lo consideran en el paso cuatro o no lo consideran):

1. Selección de parámetros
2. Transformación o normalización de parámetros de diferentes unidades y dimensiones a una escala común (obtención de subíndices de calidad)
3. Ponderación o asignación de pesos a los parámetros seleccionados
4. Agregación de los subíndices a través de una expresión matemática para obtener un índice y categorización de su valor (esto último relacionado con el paso 2)

2.4.1 SELECCIÓN DE PARÁMETROS

Las fortalezas y debilidades de un índice por mucho se derivan de las variables subyacentes. Las variables idealmente deberían seleccionarse con base en su relevancia, solidez analítica, conveniencia, accesibilidad, entre otros criterios. El proceso de selección puede ser subjetivo puesto que no existe un único conjunto definitivo de indicadores. La ausencia de datos relevantes constituye un limitante

para la construcción de índices sólidos. Dada la escasez internacional de datos cuantitativos o “datos duros” los índices suelen incluir información cualitativa o “datos blandos” proveniente de encuestas o revisiones de normas (OECD, 2008).

Abbasi y Abbasi (2012) presentan algunas observaciones y lineamientos en cuanto a la selección de parámetro para la construcción de un ICA:

- Un ICA sería muy difícil de manejar si se incluyera cada posible parámetro de medición, por tanto, es necesario seleccionar parámetros que en su conjunto reflejen la calidad global para un uso final definido.
- Los índices de calidad se construyen con base en unos pocos parámetros seleccionados por su “fuerza” o “fuerza impulsora”, sin embargo, debe considerarse que en ello hay un criterio subjetivo, dependiendo de la percepción de la importancia de un parámetro por parte del investigador. Además, como nuevas investigaciones muestran nuevos beneficios o efectos perjudiciales de un componente o presentan nuevas concentraciones bajo o sobre las cuales un parámetro es dañino o perjudicial, los estándares o normas son continuamente revisadas.
- El criterio de “aceptabilidad” de los niveles o concentraciones adecuados de un parámetro varía de una región a otra.

Por lo tanto, la selección de parámetros tiene tanta incertidumbre y subjetividad como tan crucial sea su utilidad para la construcción del índice. Especial cuidado, atención, experiencia y consenso deben emplearse para asegurar que los parámetros más representativos estén incluidos en el índice (Abbasi y Abbasi, 2012).

En la selección de los parámetros, según Samboni Ruiz et al. (2007) la elección depende del criterio del experto, la información disponible, el criterio del tiempo, localización e importancia como referente de calidad.

Según Del Río (1986), citado por Samboni Ruiz et al. (2007), la selección de las variables para la construcción de los índices de calidad se basa esencialmente en

la clasificación de Walski y Parker (1974), Dunnette (1978) y Metodología Delphi adaptada según Dinius (1987), descritas a continuación.

2.4.1.1 Walski y Parker (1974)

Su índice se basó en información empírica sobre la calidad del agua para diferentes usos, y específicamente para uso recreacional (como natación y pesca). Introduce 4 categorías de variables (Walski y Parker (1974), citado por Abbasi y Abbasi (2012)):

1. Aquellas que afectan la vida acuática: ej. OD, pH, Temperatura
2. Aquellas que afectan a la salud: ej. coliformes
3. Variables que afectan el sabor y el olor: ej. umbral de olor
4. Parámetros que afectan la apariencia del agua: ej. turbidez, grasas y color.

Con base en esta clasificación, aplicó funciones de sensibilidad para varios parámetros escogiendo 12 variables para la construcción del índice: OD, pH, Temperatura, Fosfatos, Nitratos; Coliformes Totales; Olor; Turbidez, Sólidos Suspendidos, Grasas (concentración y espesor), Color, Transparencia (medida en un disco secchi). Los subíndices correspondieron a funciones explícitas no lineales segmentadas y no segmentadas. Para la agregación se utilizó la media geométrica ponderada:

$$I = \left(\prod_{i=1}^{12} I_i^{w_i} \right)^{1/12} \quad (2.21)$$

I= índice de calidad del agua; w_i = ponderación de la variable i

2.4.1.2 Dunnette (1979)

Propuso la reformulación del índice de calidad de Oregon (OWQI) con base en una categorización de variables. Para la selección de parámetros realizó un proceso secuencial que constó de revisión de índices de calidad previamente propuestos, selección de parámetros basados en desestimaciones racionales, encuestas

empleando la técnica Delphi modificada y discriminación final, aplicados en la rivera de Willamette (la cual incluía las tres ciudades más grandes de Oregon y descargas de aguas residuales a lo largo de 2500 Km del río principal y tributarios principales). La discriminación final de los parámetros se realizó con base en una categorización propuesta (TABLA 2.9), siendo seleccionados finalmente seis parámetros: OD, DBO, Nitrógeno de Nitratos y Amonio, Sólidos Totales, pH y Coliformes Fecales.

TABLA 2.9 Categorización y selección de variables, Dunnette (1979).

Categoría	Análisis y variables seleccionadas
Agotamiento de Oxígeno	Se consideró que el OD es más significativo respecto a la Temperatura puesto que, su efecto ya se encuentra integrado en el OD. En esta categoría también se incluye la supersaturación de oxígeno. Aun cuando el valor práctico de la medición de la DBO se consideró cuestionable debido a su relación cuantitativa respecto a la oxidación biológica en un cuerpo de agua, este es esencial ya que representa la demanda de oxígeno que requerirán las descargas de aguas residuales. Con base en el estudio de referencia, el aspecto de nitrificación se encuentra incluido siendo que este ya representa una considerable demanda de oxígeno.
Eutrofización	Se consideró que aun sin haber estudiado el límite de los nutrientes para evitar el crecimiento de algas en el área de estudio, los nitratos y nitrógeno amoniacal son los parámetros más significativos y no únicamente respecto a la eutrofización sino a la demanda de oxígeno por parte del amonio, pues los nitratos como el amonio pueden ser utilizados por microorganismos dependiendo de las especies y condiciones presentes. El fósforo no fue incluido en esta categoría debido a información insuficiente en el área de estudio.
Características Físicas	Se tomó en cuenta la turbidez, así como los sólidos suspendidos y se determinó que existe una alta correlación entre estas dos variables ($r^2=0.9$). Finalmente se escogió los sólidos totales puesto que incluye la materia suspendida y disuelta.
Peligros a la Salud	Se analizó que la detección de un patógeno específico es un proceso lento, muy costoso e impráctico para monitoreos regulares, y, siendo que el contaje de coliformes se utiliza universalmente como un criterio microbiológico de calidad del agua, se seleccionó coliformes fecales como parámetro indicador de peligro potencial de contaminación microbiológica del agua.

FUENTE: Dunnette (1979)

El autor desarrolló funciones de transformaciones logarítmicas y exponenciales, aplicadas a los ríos de Oregon. Utilizó la media aritmética ponderada como función de agregación. Luego de un análisis de correlación de Pearson, donde intervinieron seis indicadores de calidad (Prati, McDuffee, dos versiones de la NSF y dos versiones de Harkins) y cuatro versiones adicionales de índices de calidad, llegó a la conclusión que independientemente de la selección de variables, pesaje y funciones de transformación para la construcción de índices de calidad, si se respeta la categorización de variables propuesta, las diferencias entre índices no son críticas

Según Samboni Ruiz et al. (2007) a la selección de variables dentro de la categorización propuesta por Dunnette (1979) se podría agregar el criterio del tipo

de uso destinado, por ejemplo, agua para consumo, recreación, riego, industria, entre otros usos, por lo cual sería importante establecer un grado de jerarquía o importancia.

2.4.1.3 Dinius (1972, 1987)

Dinius (1972) propone el diseño de un índice de calidad que toma en cuenta los usos a los cuales está destinado el recurso hídrico, acogiendo aspectos sociales y económicos; por ello este índice es considerado como el primer índice rudimentario de contabilidad social. Para su desarrollo, utiliza la metodología Delphi proponiendo la selección y conformación de un panel de expertos como agencias de vigilancia, académicos y otros, concernientes con la calidad del agua para que seleccionen las variables bajo su criterio individual y escojan finalmente las más recurrentes (Samboni Ruiz et al., 2007).

En primera instancia Dinius (1972) estableció cuatro categorías para la selección de variables. Los estándares de referencia para los diferentes usos se seleccionaron basados en estudios y referencias científicas. Posteriormente la escogencia de estos estándares es “liberada” a un panel conformado por siete expertos en calidad del agua (Dinius, 1987), a fin de reformular el índice. Como consecuencia el índice se conformó de 12 variables contaminantes: OD, DBO₅, Coliformes Totales, E coli, pH, Alcalinidad, Dureza, Cloruros, Conductividad específica, Temperatura, Color y Nitratos y seis usos de agua: abastecimiento público de agua, recreación, vida acuática (peces), vida acuática (mariscos), agricultura e industria (información adicional puede ser consultada en el Capítulo 2.3.2 ÍNDICE DE DINIUS). En la TABLA 2.10 se detallan los criterios que fueron tomados en cuenta para la categorización y selección inicial de las variables para la construcción de este índice.

TABLA 2.10 Categorización y selección de variables, Dinius (1972).

Categoría	Análisis y variables seleccionadas
Material orgánico	Las fuentes primarias de material orgánico en el agua son aguas residuales, y residuos industriales, cuya presencia en grandes cantidades es causante de las “aguas negras”, olores desagradables y bajo contenido de OD. El OD tiene baja incidencia en la calidad del agua para bebida o deportes recreacionales, no obstante, es crítico para la vida acuática y la descomposición del material orgánico. Este parámetro junto con la DBO ₅ se considera adecuado para reflejar la cantidad de material orgánico, siendo que son los parámetros más comunes para esta determinación. No obstante, aun cuando el DBO ₅ es una buena medida de las descargas domésticas y residuos orgánicos nitrogenados, carece de fiabilidad para identificar residuos comerciales tóxicos, así como aguas residuales con inhibidores.
Bacterias coliformes	La cantidad de bacterias coliformes reflejan la concentración de descargas residuales domésticas y por tanto muestran los posibles peligros de enfermedades intestinales debidas a gérmenes y virus. Este grupo engloba bacterias no patógenas y patógenas. Siendo que la <i>e coli</i> , parte de las bacterias coliformes, tiene a morir rápidamente en el agua, su medición indicaría el grado de contaminación fresca. Por tanto, fueron seleccionaron los parámetros coliformes totales y <i>e coli</i> como representante para esta categoría.
Material iónico	<p>El material iónico se encuentra presente en el agua natural debido a causas como la disolución de rocas carbonáceas, el vertido de residuos industriales, aguas residuales humanas o animales y drenaje de sales dispersas en los campos para agricultura. La medición del material iónico se considera representada a través de la Conductividad Específica, Cloruros, Dureza y, Acidez o Alcalinidad. Estas variables, asociadas entre sí cuantifican varias sales presentes en el agua; valores insatisfactorios de una variable generalmente coexisten con valores igualmente insatisfactorios en las otras variables. La conductancia específica mide la concentración de todos los constituyentes ionizados en el agua, es importante como medida de la salinidad y se relaciona fuertemente con la cantidad de sólidos disueltos determinados químicamente, sin embargo, su uso es limitado puesto que no permite diferenciar los componentes individuales. La medición de cloruros se considera importante puesto que este elemento es especialmente corrosivo para varios usos industriales, así como se considera la sal más tóxica para el uso del agua en irrigación.</p> <p>La dureza en términos muy simples se consideró como la “capacidad del agua para disolver jabón” y se consideró un parámetro de importancia. La alcalinidad es una medida de la cantidad de los ácidos o álcalis presentes en el agua, debidos a la presencia de una variedad de sales.</p> <p>El pH es una medida de la actividad de los iones hidrógeno. Se denota la importancia de diferenciar su valor, el cual representa la intensidad de alcalinidad o acidez, mientras que la alcalinidad mide la cantidad disponible de material alcalino en el agua.</p>
Características Físicas	<p>Se consideraron la Temperatura y el Color puesto que fueron los que se midieron con regularidad en la región de estudio; sin embargo, el autor sugiere la consideración de otras propiedades como olor y sabor, aun cuando advierte que podría duplicarse la información, puesto que éstas nuevas variables podrían ser el resultado de la presencia de los otros contaminantes ya considerados. La temperatura del agua tiene un efecto directo para la vida acuática y como refrigerante, pero más importante es el efecto indirecto sobre la concentración de gases disueltos, especialmente el OD, en los organismos vivos y condiciones de reproducción de bacterias y en la estratificación termal y variaciones que afectan la distribución de solutos químicos. Dinius (1987), junto con un panel de expertos aprueba el utilizar la temperatura media mensual ambiente como estándar para la comparación con la temperatura del agua.</p> <p>El color representa la apariencia del agua cuando toda la materia suspendida (evaluada a través de la turbidez), se remueve. Las variaciones en el matiz del agua pueden provenir del proceso de descomposición de la materia orgánica, como hojas, vaciado de desechos industriales y de alcantarillas.</p>

FUENTE: Dinius (1972)

En la TABLA 2.11 se resume las categorías, variables consideradas para cada una y finalmente los parámetros seleccionados como representativos por Walski y Parker (1974), Dunnette (1979) y Dinius (1987). Las principales variables, seleccionadas por todos los autores son Oxígeno Disuelto y Nitratos, abarcando las categorías de afectación a la vida acuática, agotamiento de oxígeno y materia

orgánica. Le siguen la DBO, pH, Temperatura, Coliformes Totales, y Color, parámetros seleccionados por dos de los tres autores citados.

TABLA 2.11 Resumen de la categorización de las variables para un ICA

#	Variables	Walski Parker (1974)		Dunnette (1979)		Dinius (1987)		Total
		Categoría	Variable	Categoría	Variable	Categoría	Variable	
1	Oxígeno Disuelto	Afectación a la vida acuática	✓	Agotamiento de Oxígeno	✓	Materia Orgánica	✓	3
2	Demanda Bioquímica de Oxígeno	-	-		✓		✓	2
3	pH	Afectación a la vida acuática	✓	Sustancias Disueltas	✓	Material Iónico	✓	2
4	Temperatura		✓	Agotamiento de Oxígeno	-	Características Físicas	✓	2
5	Alcalinidad o Acidez	-	-	-	-	Material Iónico	✓	1
6	Dureza	-	-	-	-		✓	1
7	Cloruros	-	-	-	-		✓	1
8	Conductividad	-	-	Sustancias Disueltas	-		✓	1
9	Coliformes Totales	Afectación a la salud	✓	Peligros a la salud	-	Coliformes	✓	2
10	Coliformes Fecales		-		✓		1	
11	<i>e coli</i>		-		-		✓	1
12	Fosfatos	Afectación a la vida acuática	✓	Eutrofización (no se incluyó este parámetro por falta de datos en el estudio realizado)	-	-	-	1
13	Fósforo Total		-		-	-	-	0
14	Nitratos		✓		✓	Material Iónico	✓	3
15	Nitrógeno Amoniacal		-		✓	Eutrofización	-	1
16	Sólidos Suspendidos	Afectación a la apariencia del agua	✓	Características Físicas / Sustancias Disueltas	-	-	-	1
17	Sólidos Disueltos		-	Sustancias Disueltas	-	-	-	0
18	Sólidos Totales		-	Características Físicas / Sustancias Disueltas	✓	-	-	1
19	Turbidez		✓	Características Físicas	-	-	-	1
20	Grasas (concentración, espesor)		✓	-	-	-	-	1
21	Color		✓	-	-	Características Físicas	✓	2
22	Transparencia		✓	-	-	-	-	1
23	Umbral de Olor	Afectación al Sabor y Olor	✓	-	-	Características Físicas	-	1
24	Sabor	-	-	-	-	-	0	

FUENTE: Abbasi y Abbasi, 2012; Dinius, 1972, 1987; Dunnette, 1979

Todas estas variables (excepto Coliformes Totales y Color) se encuentran incluidas en las citadas por Fernández y Solano (2005), quien analizó diversos índices de calidad abarcando 35 variables. En este estudio el parámetro más utilizado (en casi

el 50% de los casos) es el Oxígeno Disuelto, combinado frecuentemente con los sólidos totales, el pH, Coliformes fecales, DBO, Fósforo Total y Orto fosfatos, Nitratos; dichas variables son consideradas por lo menos en una tercera parte de los índices; importancia similar alcanzó la Turbidez, la Temperatura y el Amonio (Fernández y Solano, 2005).

En la TABLA 2.12 se muestran los parámetros que conforman ICAS de importancia a nivel mundial y para ríos tropicales: el ICA-NSF de Brown et al. (1970), el ICA de Dinius (1987), el índice de León Vizcaino (1992), el de Montoya et al. (1997), el de Queralt (1982), el índice de la CETESB (2002), el de Behar et al. (1997), el de Rojas (1991), el índice desarrollado por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca de la Universidad del Valle (Ballesteros et al., 2004) y los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998). Los resultados indican que los parámetros Oxígeno Disuelto, DBO, Coliformes Fecales y pH se utilizan en más del 50% de los casos, seguidos de la Temperatura, Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos, Turbiedad, Conductividad; Alcalinidad, Dureza Total, Coliformes Totales y Nitratos, utilizados en un 31%. El resto de los parámetros planteados se utiliza en porcentajes que van desde un 23 % hasta un 8%.

Similares resultados se obtuvieron con los índices analizados por Torres et al. (2009), donde además de los índices listados en la TABLA 2.12 (excepto los índices de León Vizcaino (1992), el de Montoya et al. (1997) y Behar et al. (1997)), se incluye los índices HWQ (2007) y AWQ (2007), propuestos por el Sistema Global de Monitoreo para agua dulce de las Naciones Unidas (UNEP-GEMS), y el índice universal para la evaluación de la calidad del agua (UWQI), diseñado por Boyacioglu (2007). Estos últimos índices son diseñados para evaluación de fuentes de agua superficial para consumo humano previo tratamiento e incorporan metales pesados. El índice ISTO incluido por Torres et al. (2009), no aporta en el análisis ya que consta únicamente de metales pesados. Los resultados anteriores se resumen en la TABLA 2.13, donde se lista la frecuencia de utilización de parámetros (en orden descendente) para la construcción de los índices analizados por Fernández y Solano (2005), comparados con la de Ballesteros et al. (2004) (TABLA 2.12) y de Torres et al. (2009).

TABLA 2.12 Índices de calidad y contaminación de varios autores

#	Parámetro	Índices de Calidad								Índices de Contaminación				%	
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	X	X ₁	X ₂	X ₃		X ₄
1	Oxígeno Disuelto	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓			77%
2	DBO ₅	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓		✓			69%
3	Coliformes Fecales	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓					62%
4	pH	✓	✓	✓	✓		✓		✓	✓					54%
5	Temperatura	✓	✓	✓		✓	✓								38%
6	Sólidos Totales	✓			✓		✓		✓	✓					38%
7	Sólidos Suspendidos			✓	✓	✓				✓			✓		38%
8	Turbiedad	✓			✓		✓		✓	✓					38%
9	Conductividad		✓		✓	✓					✓				31%
10	Alcalinidad		✓	✓	✓						✓				31%
11	Dureza Total		✓	✓	✓						✓				31%
12	Coliformes Totales		✓	✓	✓							✓			31%
13	Nitratos	✓	✓	✓	✓										31%
14	Color		✓		✓					✓					23%
15	Fósforo Total						✓			✓				✓	23%
16	Fosfatos	✓		✓	✓										23%
17	Cloruros		✓	✓	✓										23%
18	DQO			✓		✓									15%
19	Nitrógeno Total						✓			✓					15%
20	Nitrógeno Amoniacal			✓	✓										15%
21	Grasas y aceites				✓										8%
22	Detergentes				✓										8%
23	Fenoles			✓											8%
Número total de parámetros		9	12	15	18	5	9	3	6	10	3	3	1	1	

I Brown et al (1970) bajo el soporte de la NSF (1970) desarrolló el ICA-NSF muy utilizado en diferentes investigaciones.

II Dinius (1987) desarrolló un ICA multiplicativo tomando en cuenta diferentes usos del recurso hídrico.

III León (1998) desarrolló un ICA multiplicativo con base en la adaptación del ICA de Dinius (1987) en la cuenca Lerma-Chapala en México

IV Montoya (1997) desarrolló un ICA aditivo en el estado de Jalisco México

V Queralt (1982) diseñó el Índice simplificado de calidad de las aguas (ISQA), para las cuencas de Cataluña en España

VI CETESB (2002) Modificó el ICA-NSF multiplicativo para los ríos del Estado de Sao Pablo en Brasil.

VII Behar, Zúñiga y Rojas (1997) modificaron el ICA-NSF aditivo para los ríos Cali y Meléndez en el departamento del Valle del Cauca en Colombia mediante un modelo estadístico.

VIII Rojas (1991) desarrolló un ICA multiplicativo para el Río Cauca en el departamento del Valle del Cauca en Colombia

IX Ballesteros et al. (2004) modificó el ICA multiplicativo de la NSF o de Brown et al. (1970) con base en el índice de Dinius (1987), el índice de la CETESB (2002), el índice de (Rojas, 1991) y los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998) ICOMI, ICOMO e ICOSUS, para el río Cauca, tramo Salvajina -La Virginia en Colombia, desarrollando el índice ICAUCA .

X1, X2, X3 y X4 Ramírez y Viña (1998) diseñó el Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI), el Índice de Contaminación por Materia Orgánica (ICOMO), el Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos (ICOSUS) y el Índice de Contaminación Tráfico (ICOTRO) a partir de estudios limnológicos relacionados con la industria del petróleo en Colombia.

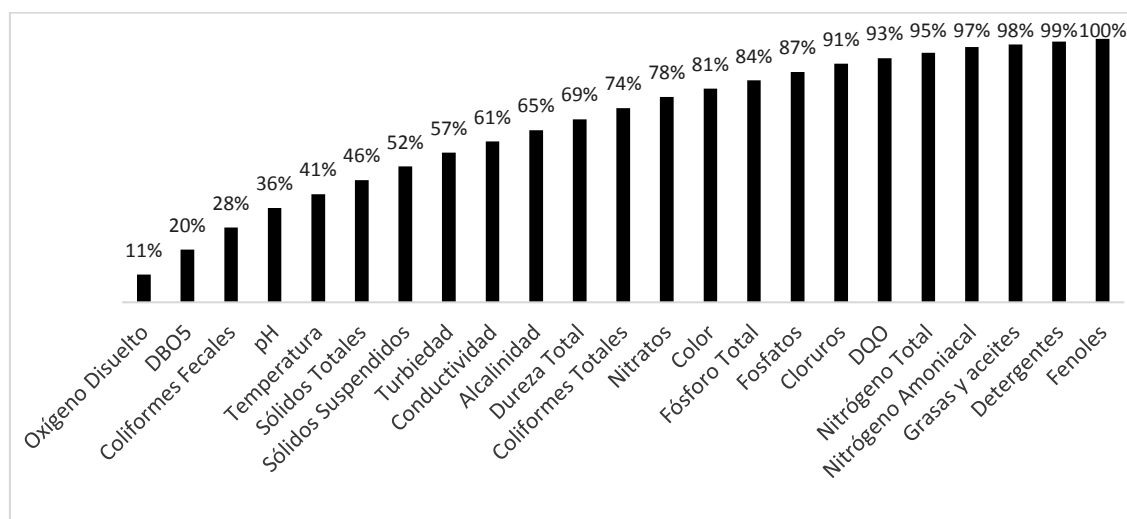
FUENTE: Ballesteros et al. (2004)

TABLA 2.13 Frecuencia de utilización de variables en ICAS e ICOS

Parámetros	Frecuencia	Fernández y Solano (2005)	Frecuencia	Ballesteros et al. (2004)	Frecuencia	Torres et al. (2009)
		Frecuencia (%)		Frecuencia (%)		Frecuencia (%)
Oxígeno Disuelto	1	41	1	77	1	70
Sólidos totales	2	32	5	38	4	40
pH			4	54	1	70
Coliformes fecales			3	62	3	50
DBO	3	30	2	69	2	60
Fósforo Total			7	23	5	30
Orto fosfatos						
Nitrógeno Total					6	20
Nitratos	4	27	6	31		
Turbidez	5	24				
Temperatura			5	38	4	40
Amonio	6	22			7	10

FUENTE: Ballesteros et al., 2004; Fernández y Solano, 2005; Torres et al., 2009

En la FIGURA 2.3 se muestra la frecuencia acumulada (F_i) de las variables empleadas para la construcción de un índice considerando los 23 parámetros planteados en la TABLA 2.12.

**FIGURA 2.3 Variables utilizadas en un ICA (F_i) por varios autores**

FUENTE: Ballesteros et al. (2004)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la Figura se observa que el Oxígeno Disuelto, DBO, Coliformes Fecales y pH representan casi un 40% de los parámetros necesarios para construir un índice con las 23 variables consideradas en la TABLA 2.12; con la adición de la Temperatura, los Sólidos Totales, Sólidos Suspendidos, Turbiedad, Conductividad; Alcalinidad, Dureza Total, Coliformes Totales y Nitratos se cubre casi el 80% de las variables consideradas por los autores. Es importante notar que todas estas variables se encuentran incluidas dentro de las seleccionadas como mínimo por los 2/3 de los autores Walski, Dunnette y Dinius (TABLA 2.11).

Fernández y Solano (2005) hacen notar que al parecer la tendencia en la selección de las variables de los primeros índices, estuvo enfocada en analizar el efecto de las cargas orgánicas en la calidad del agua, por lo cual no se tomaron en cuenta otros procesos de igual o mayor importancia; esto al considerar el tipo de contaminación existente en los años sesenta y setenta en los países industrializados, con base en el carácter evolutivo de los problemas químicos de la calidad del agua citados por Chapman y Organization (1996).

Los índices desarrollados en la actualidad corroboran esta observación, puesto que incluyen nuevos elementos nocivos, particularmente los índices que consideran el uso de agua destinada para consumo humano; ejemplo de ello son los índices de Pesce y Wunderlin (2000), de Liou, Lo, y Wang (2004), de Sargaonkar y Deshpande (2003), de Tsegaye et al. (2006) y, de Rickwood y Carr (2007).

En general la metodología para la selección de los parámetros y diseño de los ICAS es el método Delphi que según Dinius (1987), es el más comúnmente usado (Fernández y Solano, 2005). Esta técnica se encuentra detallada en el proceso de construcción del índice de Brown et al. (1970). Ejemplos adicionales de la aplicación de la técnica son el ICA de Dinius (1987) y los índices derivados del de Brown et al. (1970) aplicado en ríos del trópico, descritos en los capítulos precedentes.

Por otro lado, la selección puede ser guiada por objetivos basados en legislación o normas de calidad; tal es el caso de los índices desarrollados a partir de la propuesta de la British Columbia, como es el caso del CCME WQI.

Como se dijo al inicio de este capítulo, el proceso de selección de las variables puede ser subjetivo puesto que no existe un único conjunto definitivo de indicadores (OECD, 2008), entonces la selección de parámetros es susceptible a ser el resultados de juicios sesgados por parte de los expertos. Para intentar disminuir esta subjetividad se intenta hacer uso de diferentes técnicas estadísticas; sin embargo, aunque en teoría estos enfoques son objetivos puesto que se considera la frecuencia de ocurrencia de los diferentes parámetros así como correlaciones, pueden dar resultados erróneos debido a que no toman en cuenta relaciones causa – efecto, especialmente para el caso de las correlaciones (Abbasi y Abbasi, 2012).

2.4.2 OBTENCIÓN DE LOS SUB ÍNDICES DE CALIDAD

Swamee y Tyagi (2000) explica que la conversión de la concentración de las variables a subíndices generalmente se logra a través del uso de funciones de subíndices (Brown et al. 1970; Walski y Parker 1974; Landwehr 1979; Bhargava 1985; Dinius 1987; House 1989; Cude 1997; Swamee y Tyagi 2000).

La obtención de los subíndices de calidad no es sino la transformación de los parámetros de diferentes unidades y dimensiones a una escala común, adimensional, usualmente de 0-1 y en ciertos casos de 0 – 100 (Abbasi y Abbasi, 2012; Fernández y Solano, 2005).

Abbasi y Abbasi (2012) resumen el desarrollo de un índice de calidad a partir de los subíndices de la siguiente forma:

Para cada una de las n variables de contaminación: $x_1, x_2, x_3, \dots, x_i, x_n$, existe un subíndice de calidad I_i calculado mediante la función del subíndice $f_i(x_i)$.

$$I_i = F_i(x_i) \quad (2.22)$$

En la mayoría de los índices diferentes funciones matemáticas $f_1(x_1), f_2(x_2), \dots, f_n(x_n)$ son usadas para computar diferentes variables contaminantes. Dichas funciones pueden consistir en multiplicador simple, o la variable contaminante elevada a una potencia, o alguna otra relación funcional.

Una vez que los subíndices han sido calculados, son usualmente agregados juntos a través de una suma, multiplicación u una nueva operación matemática, para formar el índice I . En el Capítulo 2.4.4(más adelante), se muestran varios tipos de agregación.

$$I = g(I_1, I_2, \dots, I_n) \quad (2.23)$$

Este proceso global se puede observar en la FIGURA 2.4.

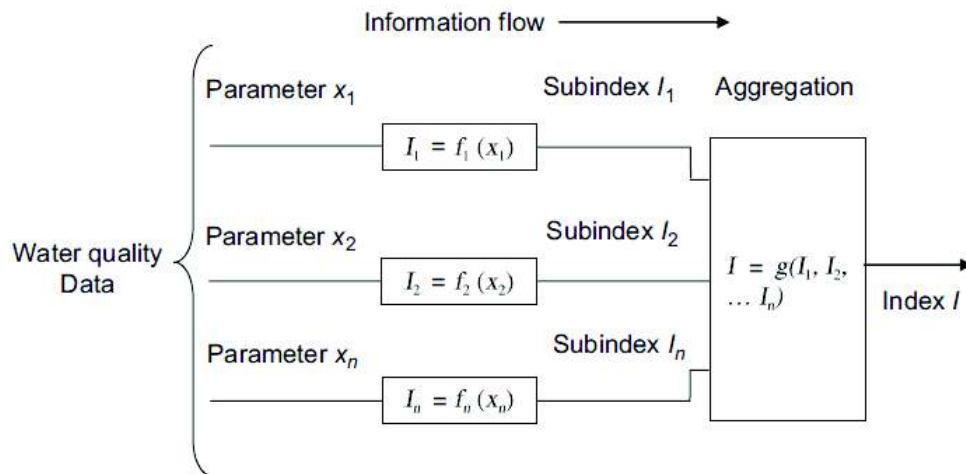


FIGURA 2.4 Proceso de desarrollo de un índice

FUENTE: Abbasi y Abbasi (2012)

Los subíndices pueden ser clasificados como Lineales, No Lineales, Lineales Segmentados, No Lineales Segmentados, según el tipo de función matemática. Fernández y Solano (2005) hace notar que muchas de las funciones de diversos índices al transformarse en escalas logarítmicas en ambos ejes, se aproximan a funciones lineales, lo cual les confiere una mayor ventaja matemática.

Según lo citado por Fernández y Solano (2005), las funciones de calidad comúnmente entendidas como curvas de calidad, diseñadas para cada variable, son muy comunes en la literatura y han sido basadas en la importancia que tienen en sistemas de agua dulce (Brown et al., 1970; Cude, 2001; House, 1989; Stojda, Dojlido, y Woyciechowska, 1985); no obstante, la mayoría de ellas no han sido trasladadas a ecuaciones como por ejemplo el índice de Ramírez González y Viña

Vizcaíno (1998). Para estos casos es muy útil el empleo de ecuaciones de regresión, las cuales permiten disminuir la subjetividad debida a la apreciación en las gráficas y por tanto la subjetividad del índice, así como amplían el uso de bases de datos y del computador (Fernández y Solano, 2005)

Desde la metodología Delphi, el cálculo de cada función para cada variable en ICA requiere de la combinación de las evaluaciones de los expertos en cada sesión para lograr un único subíndice para cada uso propuesto, combinar estos subíndices para lograr un único índice de uso general y finalmente, establecer una única función para cada subíndice (Fernández y Solano, 2005).

2.4.3 PONDERACIÓN DE PARÁMETROS

Algunos de los índices suponen la ponderación igual de todos los parámetros, pero para un gran número de ellos, se asigna diferentes pesajes a los diferentes parámetros (Abbasi y Abbasi, 2012). Abbasi y Abbasi (2012) hace notar que la ponderación, en forma similar a la selección de parámetros, es una cuestión de opinión, por lo tanto, subjetiva. En esto coincide la JRC de la OECD (OECD, 2008), señalando que “independientemente de cuál método sea usado, los pesos son esencialmente juicios de valor”.

Existen varias técnicas de ponderación con sus ventajas y desventajas, algunas de las cuales se derivan de modelos estadísticos, tales como análisis de factores, análisis de envoltura de datos y modelos de componentes no observados (UCM), o de métodos participativos, los procesos de jerarquía analítica (AHP) y análisis conjunto (OECD, 2008).

Mientras que algunos analistas pueden elegir pesos basados sólo en métodos estadísticos, otros pueden recompensar (o castigar) componentes que se consideran más o menos influyentes, dependiendo de la opinión de expertos, para reflejar mejor las prioridades políticas o factores teóricos (OECD, 2008). Fernández y Solano (2005) complementa esta observación añadiendo que la ponderación de cada variable o parámetro tiene que ver mucho con la importancia de los usos procurados y la incidencia de cada parámetro en él.

La comisión técnica europea (OECD, 2008) hace notar que para el caso de los índices con igual pesaje, esto no significa que no existe ponderación sino que ésta es igual para todas las variables. Esto demostraría que todas las variables “valen la pena”, pero podría indicar por otra parte, la ausencia de un análisis estadístico o empírico, como por ejemplo cuando hay un insuficiente conocimiento de las relaciones causales o falta de consensos en una sola alternativa.

Cuando se utilizan pesos iguales, puede ocurrir que al combinar variables con un alto grado de correlación se pueda introducir un elemento de doble contaje en el índice. Para evitar esto, se realizan correlaciones estadísticas para elegir solamente indicadores que presentan un bajo grado de correlación o ajustar pesos correspondientemente, dando menos peso a los indicadores correlacionados, lo que además permite la minimización del número de variables, aportando transparencia y parsimonia o la explicación más simple (OECD, 2008).

Se debe tomar en cuenta que casi siempre habrá alguna correlación positiva entre diferentes medidas de un mismo agregado, por tanto, debe establecerse un límite más allá del cual la correlación sea un síntoma del doble conteo. Por otra parte, relacionar el análisis de correlación con la ponderación únicamente bajo la motivación de una aparente redundancia, es peligroso (OECD, 2008). En estos casos se debe tomar en cuenta que si los pesos reflejan la contribución de cada variable al índice, el doble contaje no debería ser determinado únicamente por el análisis estadístico sino también por el análisis del indicador en sí mismo en relación al resto de indicadores y al fenómeno que van a representar (OECD, 2008).

Los modelos estadísticos, como el PCA o FA, podrían utilizarse para agrupar indicadores individuales de acuerdo con su grado de correlación, sin embargo, los pesos no pueden ser estimados con estos métodos si no existen correlaciones entre las variables.

Alternativamente, se pueden usar métodos participativos que incorporen a diversos actores, expertos, ciudadanos y políticos, para asignar pesos. Este enfoque es factible si existe una base bien definida para una política nacional (Munda, 2005,

2007), citado por OECD (2008). Para el caso de comparaciones internacionales dichas referencias no están normalmente disponibles o entregan resultados contradictorios (OECD, 2008).

Uno de los métodos participativos, el método Delphi se utiliza para minimizar la subjetividad y mejorar la credibilidad, no obstante, al advertir que este método consume bastante tiempo, el autor analiza que quizá por ello es que no se han desarrollado tantos índices nuevos bajo esta técnica como los podría haber (Abbasi y Abbasi, 2012).

En la TABLA 2.14 se compara las ponderaciones del índice de Brown et al. (1970) con varios índices utilizados en México (Montoya et al., 1997) e índices desarrollados para ríos del trópico. Se observa que en todos los casos la máxima ponderación ha sido asignada al oxígeno disuelto, seguida de la de coliformes fecales; los parámetros pH y DBO constan en todos los índices con asignaciones de peso variables. El resto de variables consta en al menos dos de los índices considerados con diversas ponderaciones, excepto Fósforo Total, Nitrógeno Total, Nitrógeno Amoniacal, Detergentes o sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y Grasas y Aceites, variables que aparecen únicamente en el índice de Montoya et al. (1997).

En la mayor parte de los índices analizados de la TABLA 2.14, la metodología base para la ponderación fue el método Delphi, aplicado por la NSF. En el índice ICAUCA dentro de los criterios de ponderación se toma en cuenta además los resultados de análisis de sensibilidad de primer orden aplicados sobre índices para ríos tropicales. Las ponderaciones de algunos de los índices de contaminación desarrollados por Ramírez et al. (1997) fueron iguales para todos los parámetros, tomando en cuenta que previamente se aplicó estadística multivariada.

TABLA 2.14 Pesos relativos de los parámetros que conforman los ICAs

No.	Parámetro	NSF (1970) CETESB (2002)	Dinius (1987)	Montoya (1997)	Rojas (1991)	ICAUCA (2004)
1	OD	0,17	0,109	5	0,25	0,21
2	Coliformes Fecales	0,16	0,116	4	0,21	0,16
3	pH	0,11	0,077	1	0,17	0,08
4	DBO	0,11	0,097	5	0,15	0,15
5	Nitratos	0,1	0,09	2		
6	Temperatura	0,1	0,077			
7	Fosfatos	0,1		2		
8	Turbiedad	0,08		0,5	0,11	0,07
9	Sólidos Disueltos Totales	0,07		0,5	0,11	0,07
10	Sólidos Suspendidos			1		0,05
11	Conductividad		0,079	2		
12	Color		0,063	1		0,05
13	Cloruros		0,074	0,5		
14	Coliformes Totales		0,09	3		
15	Alcalinidad		0,063	1		
16	Dureza		0,065	1		
17	Fósforo Total					0,08
18	Nitrógeno Total					0,08
19	Nitrógeno Amoniacal			2		
20	Detergentes (SAAM)			3		
21	Grasas y Aceites			2		

Las celdas sin ponderación corresponden a parámetros que no son parte del índice en estudio.

FUENTE: Torres et al. (2009)

2.4.4 MÉTODOS DE AGREGACIÓN

Según Ott (1978), citado por Torres Vega (2009), la agregación es uno de los procesos más importantes en el cálculo de los ICAS, pues es aquí donde ocurre la mayor parte de la simplificación y la probabilidad de que se produzca la mayor distorsión es mayor.

Existen varias formas de agregación para los subíndices, siendo las más básicas las agregaciones aditivas o de suma ponderada o no ponderada, las multiplicativas o de producto ponderado o no ponderado y las lógicas (Abbasi y Abbasi, 2012; Torres et al., 2009).

Recientemente se intenta diseñar índices que hacen uso de lógica difusa (*fuzzy set*) así como diferentes técnicas estadísticas conformando “índices híbridos” o para mejorar la aplicabilidad de los índices anteriores (Abbasi y Abbasi, 2012). Se presenta entonces un breve resumen según Abbasi y Abbasi (2012), de las agregaciones más utilizadas: la aditiva, la multiplicativa y la lógica.

Aditiva: Los subíndices se combinan o agregan mediante suma (Por ejemplo, la media aritmética). Este ha sido el método de agregación más utilizado. Algunos ejemplos son el Índice de Horton (1965); el de Brown et al. (1970) más conocido como el índice de la NSF de amplio uso a nivel mundial; Prati et al. (1971); Dinius (1972); Ott (1978). En esta categoría se pueden citar el índice lineal no ponderado o promedio no ponderado; promedio aritmético ponderado y sus variantes. También se utiliza la combinación de operaciones, así, por ejemplo, el índice de calidad ambiental EQI (environmental quality index) de Inhaber (1975), basado en la raíz cuadrada de la suma cuadrática ponderada y El IQQ de Dojlido et al. (1994) que emplea la raíz cuadrada de la media armónica de cuadrados; el promedio armónico cuadrado no ponderado (Dunnette, 1979; Cude, 2011), entre otros.

Multiplicativa: Los subíndices se combinan a través del producto (por ejemplo, media geométrica). Ejemplo de ello son los índices de Landwehr et al. (1974), Walski y Parker (1974), Bhargava (1985), Dinius (1987). En esta categoría el tipo de agregación más frecuente es el promedio geométrico ponderado y no ponderado.

Lógica: En este modelo, los subíndices se agregan mediante una operación lógica (por ejemplo, mínimo o máximo). Un ejemplo es el índice de Smith (1990). En esta categoría se puede citar el subíndice mínimo y subíndice máximo.

Por otra parte, existen índices que incluyen la variable tiempo y requieren de normativa de referencia para su construcción. Uno de los índices referenciales en este caso es el de la CCME (1999); el cual ha servido como marco de referencia para el desarrollo o validación de nuevos índices. En la TABLA 2.15 se listan algunas de las fórmulas de agregación de los subíndices.

TABLA 2.15 Fórmulas de agregación par los ICAs a partir de subíndices

Método de Agregación	Fórmula	
Promedio aritmético no ponderado o pesado	$ICA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n SI_i$	(2.24)
Promedio no ponderado modificado	$ICA = \frac{1}{100} \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n SI_i \right)^2$	(2.25)
Promedio aritmético ponderado o pesado	$ICA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n SI_i W_i$	(2.26)
Raíz cuadrada de la suma cuadrática ponderada	$ICA = \sqrt{\sum_{i=1}^n SI_i^2 W_i}$	(2.27)
Promedio ponderado modificado	$ICA = \frac{1}{100} \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n SI_i W_i \right)^2$	(2.28)
Promedio geométrico no ponderado	$ICA = \left(\prod_{i=1}^n SI_i \right)^{1/n}$	(2.29)
Promedio geométrico ponderado (ICA multiplicativo ponderado o pesado)	$ICA = \left(\prod_{i=1}^n SI_i \right)^{w_i}$	(2.30)
Raíz cuadrada del promedio armónico (de cuadrados) no ponderado	$ICA = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}}$	(2.31)
Subíndice Mínimo	$ICA = \min(SI_1, SI_2, \dots, SI_n)$	(2.32)
Subíndice Máximo	$ICA = \max(SI_1, SI_2, \dots, SI_n)$	(2.33)
Otros métodos de agregación Ej. (Swamee y Tyagi, 2000, 2007)	$ICA = \left(1 - N + \sum_{i=1}^n SI_i^{-1/k} \right)^{-k}$	(2.34)

ICA: Índice de Calidad del Agua; n: Número de Parámetros. SI: Subíndice del Parámetro medido i; wi: Factor de ponderación del parámetro i N: número de subíndices SI; k= constante positiva.

FUENTE: Abbasi y Abbasi, 2012; Fernández y Solano, 2005

2.4.4.1 Características

Los métodos de agregación pueden presentar características como ambigüedad, eclipsamiento, compensación o rigidez, los cuales se describen a continuación (Abbasi y Abbasi, 2012; Swamee y Tyagi, 2000, 2007).

La ambigüedad se produce cuando el índice excede el nivel crítico o valor inaceptable aun cuando ninguno de los subíndices excede su respectivo nivel

inaceptable, mientras que el eclipsamiento ocurre cuando el índice no excede el nivel crítico a pesar de que uno o más de los subíndices exceden su nivel crítico.

Un modelo de método de agregación que tiene una buena compensación es aquel que no está sesgado hacia los extremos (es decir, hacia el valor del subíndice más alto o más bajo). Mas el sesgo se da, cuando se desean modelos libres de ambigüedad y eclipsamiento. Por ejemplo, los operadores máximos o mínimos, libres de ambigüedad y eclipsamiento, tienen una compensación pobre, ya que están sesgados hacia el más alto o el menor valor del subíndice. Por lo tanto, las virtudes de la compensación tienen que ser equilibradas con las desventajas de la ambigüedad y eclipsamiento.

En cuanto a la rigidez, ésta se manifiesta cuando surge la necesidad de incluir variables adicionales en un índice para abordar preocupaciones específicas sobre la calidad del agua, pero el modelo de agregación no lo permite. Por ejemplo, esto se da cuando los organismos reguladores disponen de un índice global, pero se ve la necesidad de agregar uno o más parámetros adicionales. Esta situación puede surgir cuando en un sitio particular el índice indica que la calidad del agua es buena y, sin embargo, el agua puede verse afectada adversamente por componentes no incluidos en el índice. O cuando se emplean índices desarrollados para una región, en otra región donde el clima y otras condiciones ambientales pueden ser significativamente diferentes. En estos casos se puede requerir realizar cambios en el número de variables de calidad del agua, pero el índice puede no ser capaz de incorporarlo.

Al añadirse nuevos subíndices en un modelo de agregación (como consecuencia de la adición de indicadores), debido a la rigidez, se puede reducir artificialmente el valor del índice independientemente de la magnitud de los subíndices (Swamee y Tyagi, 2000, 2007), citado por (Abbasi y Abbasi, 2012). Los operadores de tipo multiplicativo y los aditivos de tipo no lineal generalmente muestran este comportamiento. Por otra parte, el índice puede aumentar con el incremento en el número de subíndices cuando se utilizan operadores de tipo aditivo no lineal (por ejemplo, en ciertos índices de polución).

La mayoría de los métodos de agregación no permiten agregar un parámetro adicional a su conjunto predeterminado de constituyentes de calidad del agua, Si son usados entonces exacerban o introducen ambigüedad.

2.4.4.2 Análisis de diferentes modelos

Landwehr y Deininger (1976) analizaron cinco modelos de agregación de índices para evaluación de la calidad global del agua: el modelo aditivo de la media aritmética ponderada (ec.2.26) de Brown et al. (1970); el modelo multiplicativo representado por la media geométrica ponderada (ec.2.30); la media aritmética y geométrica no ponderadas (ec.2.24, ec.2.29), considerado igualdad de importancia para todas las variables; y la ecuación de agregación planteada por Harkins, desarrollada con base en el análisis multivariado no paramétrico de Kendall.

Para el estudio los autores correlacionaron los índices calculados de cada modelo aplicados sobre 20 muestras de agua de ríos de Estados Unidos, con las valoraciones promedio de la calidad para estos cursos hídricos obtenidos por un panel de expertos.

La investigación dio como resultado que aun cuando todos los índices mostraron altas correlaciones frente al juicio del panel de expertos, la más alta correlación la obtuvo la media geométrica no ponderada y la más baja el índice de Harkins. Es importante observar que anteriormente Brown et al. (1970) ya había reemplazado su índice aditivo de calidad por uno de tipo geométrico ponderado.

Por otro lado Cude (2001) en el desarrollo del OWQI utiliza como fórmula de agregación la raíz cuadrada de la media armónica no ponderada de cuadrados (ec. 2.31) , sugerida por Dojlido, Raniszewski, y Woyciechowska (1994), como una mejora respecto a la fórmula del promedio aritmético o multiplicativo ponderados. Según el autor, esta fórmula permite a la variable más alterada impartir la mayor influencia sobre el ICA, tomando en cuenta que las diversas variables tendrán una importancia diferente en otros momentos y lugares. Explica que en los métodos que asignan ponderaciones fijas a las variables, la variable que tiene mayor peso estadístico (fuertemente ponderada), siempre tiene la mayor influencia en las

puntuaciones del ICA independientemente del grado de deterioro de esa variable. Siendo que el OWQI fue diseñado para comunicar la calidad general del agua, no para algún uso específico, la sensibilidad a los cambios en cada variable es más deseable que la sensibilidad a la variable más pesada. Para la verificación utilizó datos reales e idealizados y evaluó la sensibilidad de diferentes modelos de agregación. Comprobó que, para todos los ensayos, el promedio armónico cuadrado no ponderado fue el más sensitivo a la variación de las variables individuales.

En contraste, Swamee y Tyagi (2000) evaluaron algunos de los modelos mencionados anteriormente: el promedio aritmético y producto ponderado, la raíz cuadrada de la media armónica ponderada de cuadrados, así como la función de operador mínimo (ec. 2.32).

Los autores encontraron que el primero modelo sufre de problemas de eclipsamiento o sobreestimación de la calidad del agua. El segundo modelo también presenta este problema cuando se asignan pesos pequeños (ceranos a cero) a subíndices con valores bajos convirtiéndose en una metodología insensible, mientras que la media armónica puede presentar ambigüedad o subestimación del recurso hídrico. Para el caso del operador mínimo, aun cuando este no tiene problemas de ambigüedad, o eclipsamiento especialmente cuando el índice tiene el menor valor del subíndice, falla en dar un visión completa de la calidad de los cursos hídricos, además que si existe alguna variación en alguno de los indicadores, que no sea el mínimo, el índice no refleja estos cambios y por tanto, este método de agregación se considera insensible (Swamee y Tyagi, 2000, 2007; Torres Vega, 2009).

Considerando los resultados previos, Swamee y Tyagi (2000) proponen un método de agregación que resuelva los problemas de ambigüedad, eclipsamiento y rigidez. El resultado es la agregación que se muestra a continuación.

$$I = \left(1 - N + \sum_{i=1}^N S_i^{-\log_2(N-1)} \right)^{-1/\log_2(N-1)} \quad (2.35)$$

Donde:

I= ICA; N= número de constituyentes

S_i= subíndice de la variable i

Los autores analizaron que la naturaleza de los subíndices dependía del comportamiento de los indicadores utilizados, por tanto se establecieron ecuaciones específicas para su cálculo dependiendo del tipo de distribución del subíndice: uniforme, no uniforme o unimodal (Swamee y Tyagi, 2000).

En la TABLA 2.16 se listan algunos índices con sus respectivas funciones para el cálculo de los subíndices y deficiencias identificadas respecto a la función de agregación.

TABLA 2.16 Tipos de subíndices, agregación y deficiencias.

Índice (autor)	Subíndice	Función de Agregación	Deficiencias
Horton	Lineal segmentado (función escalón)	Suma ponderada multiplicada por dos términos dicotómicos	Región de Eclipsamiento
Brown et al. (NSF WQIa)	No lineal implícito	Suma ponderada	Región de Eclipsamiento
Landwehr (NSF WQIm)	No lineal implícito	Producto Ponderado	No Lineal
Prati et al.	Segmentado no lineal	Suma ponderada (promedio aritmético)	Región de Eclipsamiento
Dinius	No lineal	Suma ponderada	Región de Eclipsamiento
Deininger & Landwehr (PWS)	No lineal implícito	Suma ponderada	Región de Eclipsamiento
Walski & Parker	No lineal	Producto ponderado Media geométrica	No lineal

FUENTE: Abbasi y Abbasi (2012)

Finalmente es importante observar que otros investigadores han desarrollado índices de calidad sin utilizar subíndices y su respectiva agregación, haciendo uso de categorización multivariable, métodos de indexación uniformes y análisis *cluster fuzzy* (Swamee y Tyagi, 2007), cuyo análisis no es parte del alcance de la presente investigación.

2.4.5 ESCALAS DE CATEGORIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Fernández y Solano (2005) observa que las categorías de clasificación son de igual o mayor importancia que las etapas anteriores, puesto que en esta etapa es donde se da la transformación cualitativa que define la calidad del agua a partir del valor cuantitativo del índice obtenido en la etapa de agregación.

Estas categorías deben ser establecidas con anticipación y tener concordancia con el desarrollo de las curvas de los subíndices, es decir, desarrolladas bajo el mismo esquema de clasificación. Esto con el fin de que los sistemas puedan leerse por separado desde los subíndices y guarden armonía con el valor totalizado (Fernández y Solano, 2005).

En la TABLA 2.17 se observa que en los índices analizados se han establecido en general cinco niveles para clasificar la calidad del agua (excepto por la escala de Dinius de seis niveles): muy mala, pésima, altamente contaminada; mala, contaminada o inadecuada; mediana, poco contaminada, aceptable o regular; buena o aceptable y finalmente, excelente, no contaminada u óptima calidad.

La escala utilizada por la NSF (Brown et al., 1970), enfocada para fuentes de agua para consumo humano, evalúa la calidad general del agua y ha sido adoptada por la mayoría de los autores considerados, con ligeras variaciones en sus valores numéricos. Por otro lado, las escalas de Dinius, Queralt, Montoya han sido diseñadas para usos específicos del recurso hídrico, definiendo por tanto los usos para los cuales es apto el cuerpo hídrico considerado. En ambos casos, ya sea el nivel de calidad de la fuente o la aptitud para diferentes usos, se los establece con base en la puntuación obtenida del índice de calidad empleado.

TABLA 2.17 Escalas de clasificación de la calidad del agua de varios ICAS

ICA	Calidad General	Calidad para usos específicos				Calidad General del Agua			
	Brown (NSF)	Dinius	Queralt	Montoya		CETESB	Behar	Rojas	Ballesteros (ICAUCA)
	Agua de captación para consumo humano	Agua de captación para consumo humano	Diferentes Usos	Criterio General para Diferentes Usos	Agua Potable	Agua para abastecimiento público	Agua de captación para consumo humano	Agua de captación para consumo humano	Agua de captación para consumo humano
100	91 - 100 Excelente	90 - 100 Excelente No requiere tratamiento para consumo	85 - 100 Todos los usos	80 - 100 No contaminado	90 - 100 No requiere purificación	80 - 100 Optima / Excelente	91 - 100 Excelente	80 - 100 Optima	80 - 100 Optima
95					80-90 Ligera purificación				
90	71 - 90 Buena	80 - 90 Aceptable Tratamiento menor requerido	60 - 85 Abastecimiento para consumo humano, recreación por contacto directo, piscicultura	65 - 80 Aceptable	50 - 80 Requiere mayor nivel de tratamiento	52 - 79 Buena	71 - 90 Buena	50 - 80 Buena	50 - 80 Buena
85									
80									
75									
70									
65	51 - 70 Mediana	50 - 70 Contaminada Tratamiento de potabilización necesario	45 - 60 Riego, industria, abastecimiento para consumo humano con tratamiento especial.	50 - 65 Poco contaminado	40 - 50 Dudosa	37 - 51 Aceptable/Regular	26 - 50 Mala	35 - 50 Aceptable	35 - 50 Aceptable
60									
55									
50	26 - 50 Mala	40 - 50 Fuertemente Contaminada Dudoso para consumo	30 - 45 Recreación por contacto indirecto (navegación) y refrigeración industrial	30 - 50 Contaminado	40 - 50 Dudosa	37 - 51 Aceptable/Regular	26 - 50 Mala	35 - 50 Aceptable	35 - 50 Aceptable
45									
40									
35									
30	0 - 25 Muy mala	0 - 40 Extremadamente Contaminada Inaceptable para consumo	0 - 30 No puede usarse	0 - 30 Altamente contaminado	0 - 40 Inaceptable	20 - 36 Mala	0 - 25 Muy mala	20 - 35 Inadecuada	20 - 35 Inadecuada
25									
20									
15									
10									
5									
0									
						0 - 19 Muy Mala /Pésima	0 - 25 Muy mala	0 - 20 Pésima	0 - 20 Pésima

FUENTE: Abbasi y Abbasi (2012); Ballesteros et al. (2004); IDEAM (2007); Samboni Ruiz et al. (2007), Rubió Soto (2000), IAEA (2008).

2.5 EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DEL MODELO

Un análisis de sensibilidad es el estudio de la respuesta de una variables de salida a las variaciones de las variables de entrada (Lee, 2006) o, la identificación de dónde procede la incertidumbre en un modelo (Xu y Gertner, 2008), evaluando la contribución de la fuente individual de incertidumbre a la variable de salida (OECD, 2008).

Según Saltelli y Chan (2000), citados por Xu y Gertner (2008), existen análisis de sensibilidad local y análisis de sensibilidad global. El análisis de sensibilidad local examina la respuesta local de la (s) salida (s) variando los parámetros de entrada uno a la vez mientras se mantienen los otros parámetros en valores centrales.

La ventaja del análisis de sensibilidad local respecto al global es su fácil implementación, no obstante, este sólo puede inspeccionar un punto a la vez y el índice de sensibilidad de un parámetro específico depende de los valores centrales de los otros parámetros (Xu y Gertner, 2008).

2.5.1 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE PRIMER ORDEN

A fin de determinar la influencia concreta que cada parámetro de entrada ejerce en las variables de salida del modelo, para un determinado incremento de valores de entrada, se determina el efecto relativo (ER) que tiene dicha variación en cada una de las variables de salida, siendo ello una consecuencia de un análisis de sensibilidad de primer orden.

La expresión matemática (López Jiménez et al., 2003) es :

$$ER = \frac{\frac{\Delta C}{C}}{\frac{\Delta k}{k}} = - \frac{\frac{C_{(k+\Delta k)} - C_{(k-\Delta k)}}{2C_{(k)}}}{\frac{\Delta k}{k}} \quad (2.36)$$

ER: efecto relativo; C(k): Variable de salida del modelo

k: valor de una variable de ingreso al modelo; k ± Δk: incremento/ decremento del valor de k

La representación gráfica es:

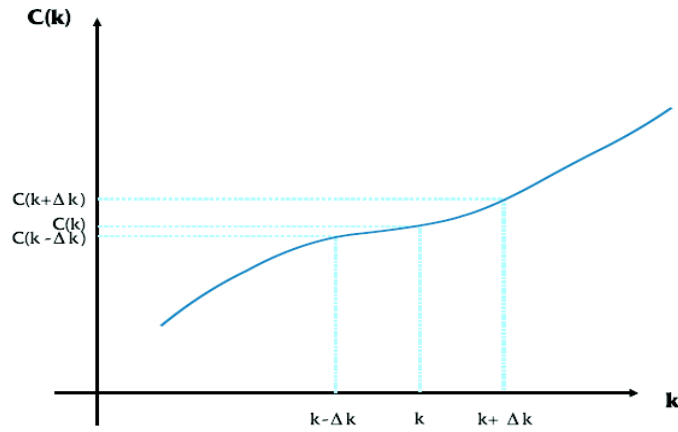


FIGURA 2.5 Elementos para definición del efecto relativo

FUENTE: López Jiménez et al. (2003)

El ER es representativo de la influencia de los parámetros de entrada sobre los de salida y sirve como indicador para una jerarquización de los parámetros según estas influencias (López Jiménez et al., 2003). Un ejemplo de su aplicación consta en el estudio de Ballesteros et al. (2004), como parte del diseño de un ICA .

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

En este Capítulo se expone la metodología desarrollada para la adaptación de un índice que evalúe la calidad del río Machángara dentro del DMQ. La investigación se desarrolla en tres fases:

1. Consolidación de la base de datos proporcionada por la EPMAPS correspondiente al periodo 2002 – 2007 con información de siete estaciones de monitoreo: El Sena, El Trébol, Las Orquídeas, A.J. Q. Batán, Quebrada El Batán, DJ Q. Batán y El Trásvase.
2. Cálculo de un ICA para el río Machángara
3. Evaluación del ICA determinado

En la FIGURA 3.1 se muestra el mapa conceptual de trabajo con cada una de sus fases, etapas y actividades, en forma secuencial. La metodología se expone a continuación.

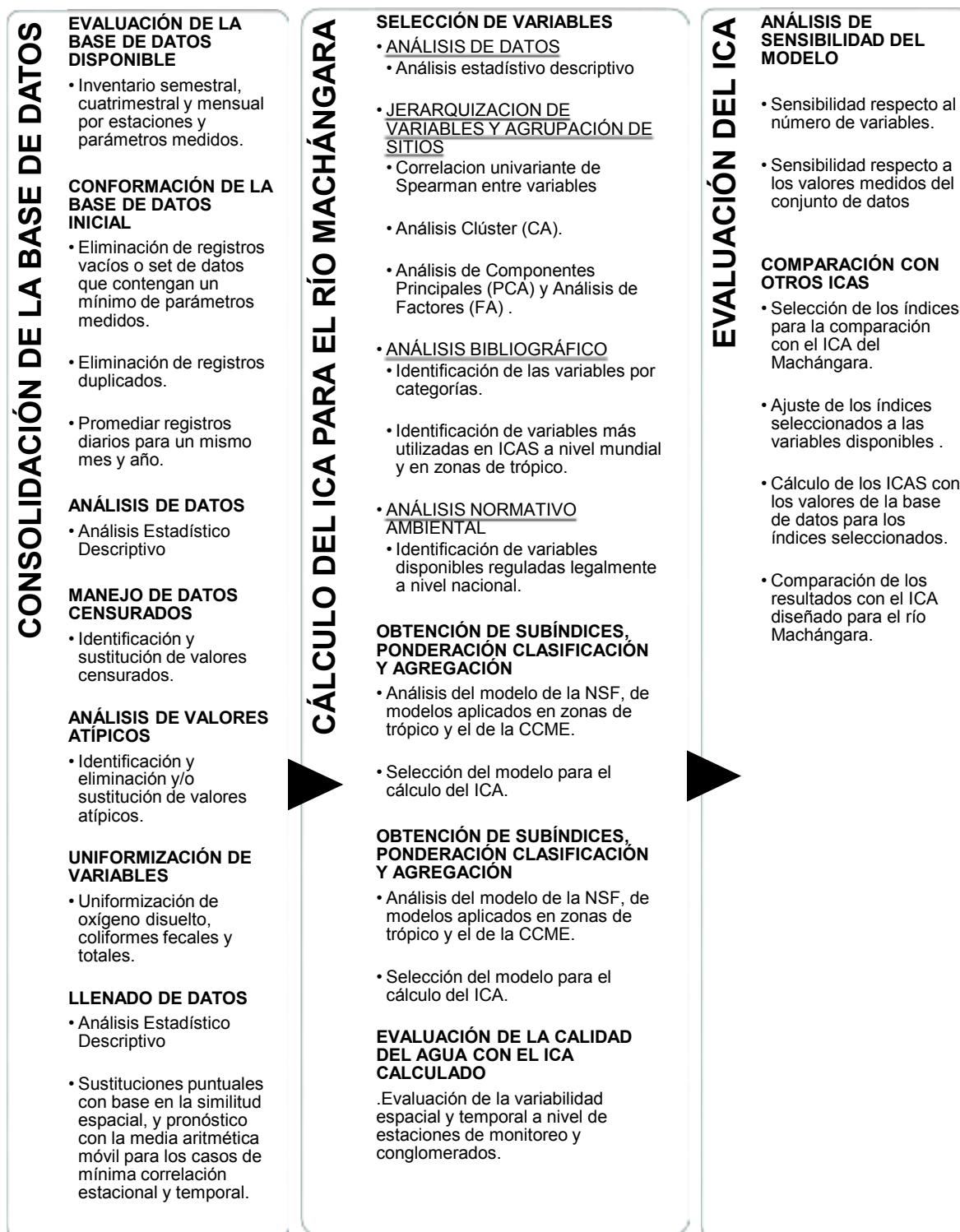


FIGURA 3.1 Mapa Conceptual de Trabajo

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

3.1 CONSOLIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS

3.1.1 EVALUACIÓN DE LA BASE DE DATOS DISPONIBLE

En la subcuenca del río Machángara fueron colectadas muestras en intervalos mensuales durante el periodo 2002 - 2007 en las siete estaciones de monitoreo del cuerpo hídrico (TABLA 3.1), dentro del marco del Programa de Monitoreo de la Calidad de Agua de los ríos de Quito, por el Departamento de Gestión Ambiental (DGA) y la Unidad de Control de la Contaminación del Agua, entidades de la EPMAPS. Las mediciones de parámetros sensibles (EC, OD, T) se efectuaron en campo utilizando equipos multiparamétricos del DGA y mediante ensayos en el Laboratorio de Control de la Contaminación (LCC); el resto de los parámetros, en LCC y laboratorios de plantas de tratamiento (LP) de la EPMAPS.

TABLA 3.1 Descripción de los Puntos Monitoreados

#	Nombre de la Estación	Codificación	Coordenadas WGS84 Proyección TM con parámetros modificados para Quito		Elevación (msnm)	
			Este	Norte		
1	El Sena	2.09	AM-0507	498270.603	9974158.31	2763
2	El Trébol	2.10	MA-0100	500354.782	9974808.02	2713
3	Las Orquídeas	2.11	MA-0200	501454.038	9975500.97	2681
4	AJ. Q. Batán	2.12	MA-0300	503504.325	9978074.95	2580
5	Q. El Batán	1.09	MA-0400	503526.024	9978153.9	2531
6	DJ Q. Batán	2.13	MA-0500	503581.295	9978104.56	2543
7	El Trásvase	2.14	MA-0600	509263.152	9979498.98	2263

FUENTE: EPMAPS (2011)

En los puntos de muestreo, fueron medidas 15 variables físico químicas y bacteriológicas: T, OD por dos metodologías, electrométrico (ele) y fijación de oxígeno (w); TDS, DBO5, DQO, P-PO₄, DET, N-NH₃, N-NO₃, AcyG, CT, CF, E-COLI, SST y N-KJEL, según la metodología detallada en la TABLA 3.2.

TABLA 3.2 Metodología de medición de los parámetros de análisis

#	Parámetro	Unidad	Técnica de Análisis / Equipo	Método de Referencia APHA	Laboratorio de análisis	Límite de Cuantificación
1	T	°C	Termómetro	-	DGA	-
2	OD	mg/L O ₂	Electrodo de membrana	4500-O G.	DGA	0,1
		mg/L O ₂	Fijación de Oxígeno-Titulación (Método azida)	4500-O C.	LCC	0,05
3	TDS	mg/L	Electrometría medición de conductividad (EC). Factor de conversión =0,6	2510 B.	DGA	10 uS/cm (Conductividad)
4	DBO	mg/L O ₂	Dilución e Incubación a 20°C por 5 días - <i>Winkler</i> –azida.	5210 B	LCC	1
5	DQO	mg/L O ₂	Reflujo Cerrado con Titulación ácido K ₂ Cr ₂ O ₇	5220 C.	LCC	10
6	P-PO ₄	mg/L P-PO ₄	Colorimétrico con Ácido Ascórbico	4500 – P E.	LCC - LP	0,018
7	DET	mg/L	Extracción con Azul de Metileno-Colorimétrico	5540 C	LCC	0,005
8	N-NH ₃	mg/L N-NH ₃	Colorimétrico / Titulométrico con Nesslerización	4500-NH ₃ C	LCC - LP	0,06
9	N-NO ₃	mg/L N-NO ₃	Colorimétrico con reducción de Cadmio	4500- NO ₃ E	LCC - LP	0,05
10	AcyG	mg/L	Extracción hexano infrarrojo	5520 B, 5520 C	LCC	0,01
11	CT	ufc/100 mL;	Filtración por Membrana	9222 C	LCC -LP	1
		NMP/100 mL	Colilert	9221 C	LCC	1
12	CF	ufc/100 mL;	Filtración por Membrana	APHA 9222 D	LCC - LP	1
13	E-COLI	NMP/100 mL	Substrato Enzimático Contaje Tubos Múltiples	9223 B	LP	1
14	SST	mg/L	Gravimetría Residuos suspendidos secados a 103 - 105°C	2540 D	LCC - LP	1
15	N-Kjeldahl	mg/L	Digestión -Colorimétrico con Nessler	4500-N _{org} B.	LCC	0,05

FUENTE: APHA, 2012; Yambay, 2017

En esta etapa de la investigación, se ha evaluado la base de datos disponible mediante un inventario inicial de la información por estación, año y parámetros, donde se ha identificado la existencia de periodicidad de las campañas de muestreo realizadas en las siete estaciones de monitoreo: mensual (mayor a seis registros en el año), cuatrimestral (menor o igual a 3 registros en el año) o semestral (menor o igual a dos registros en el año). Esta actividad fue realizada con la finalidad de establecer las estaciones y parámetros con la mayor frecuencia de monitoreo y

mayor número de datos, y determinar así la factibilidad de su uso para el tratamiento de datos posterior.

3.1.2 CONFORMACIÓN DE LA BASE DE DATOS INICIAL

De la base de datos disponible, fueron eliminados registros vacíos, set de datos que contenían un número insuficiente de parámetros medidos y registros duplicados; así también, promediados registros diarios para un mismo mes y año.

3.1.3 ANÁLISIS DE DATOS

Como paso preliminar al tratamiento de datos, fue descrita estadísticamente la base de datos inicial (ANEXO 2), sin el tratamiento de las observaciones censuradas, utilizando como herramientas el diagrama de cajas o *boxplot*, histograma de frecuencias y parámetros estadísticos como la media, mediana y desviación estándar.

En general, los *boxplots* permiten visualizar fácilmente algunas características de los datos como el grado de dispersión, asimetría y valores atípicos u *outliers* así como permite ver las diferencia en diferentes poblaciones sin realizar ninguna asunción de la distribución estadística subyacente de los datos (Fu, 2012; Mac Berthouex y Brown, 2002).

Como parte del tratamiento estadístico, fueron ejecutadas también pruebas de normalidad que permitieron evaluar complementariamente el grado de ajuste de los datos a esta distribución, observados inicialmente en el histograma de frecuencias. Para ello se ha utilizado las pruebas de Darling-Anderson (AD) y de Ryan-Joiner (RJ). Se ha seleccionado el Test de AD, puesto que según Arshad, Rasool, y Ahmad (2003), citado por Razali y Wah (2011), es uno de los más fuertes de los test basados en funciones empíricas de distribución (EDF), con énfasis en las desviaciones de las colas en la distribución. Con base en ello y los resultados de Razali y Wah (2011), se ha seleccionado adicionalmente el test basado en regresiones y correlaciones de RJ, similar al de Shapiro – Wilk (W), cuyo desempeño es comparable al de AD (EPA, 2000), siendo que W es aplicable

únicamente para una función acumulativa de distribución Normal, mientras que AD es más general.

3.1.4 MANEJO DE DATOS CENSURADOS

Para el manejo de esta información, no existe un esquema general aceptado para reemplazar estas observaciones con algún dato arbitrario (Mac Berthouex y Brown, 2002). El método de sustitución por un valor fijo (en este caso cero o 0,00001) no es adecuado, siendo que tiende a ser parcial o engañoso y causa pérdida de información (Fu, 2012; Kovács et al., 2012).

En función de la proporción de datos censurados presentes, si el porcentaje es menor del 15% la EPA (2000) establece como criterio referencial que podría reemplazarse estos valores con $DL/2$ o DL , siendo DL el límite de detección. Esta restricción se debe a que al reemplazarlos con cero o $DL/2$ da como resultado que la media disminuye sesgadamente hacia la izquierda y la estimación de la varianza es alta. Al reemplazar con DL o al omitir las observaciones censuradas, la estimación de la media es más alta y la de la varianza es más baja, de tal forma que el sesgo de la media y la varianza se incrementa según el porcentaje de datos censurados aumenta o a medida que el DL es mayor (Mac Berthouex y Brown, 2002).

A fin de evaluar la incidencia en el conjunto de datos al realizar la sustitución con $DL/2$ de las variables censuradas, fue comparada la media y desviación estándar con los obtenidos a través del método de máxima verosimilitud (*Maximum likelihood estimation*, MLE), el cual incluye los datos censurados.

MLE utiliza los valores numéricos sobre los LD, la proporción de datos debajo del LD y una fórmula matemática para la distribución asumida. Se calculan los valores que den como resultado el mejor ajuste a la distribución seleccionada de los parámetros observados, así como el porcentaje de datos menor al LD. En este estudio en su mayoría se dispuso de un número de observaciones mayor a 50 para cada parámetro en todas las estaciones y un bajo porcentaje de datos censurados, lo que ha hecho posible el uso de este método. Las distribuciones consideradas

fueron la normal (referencial), y la de 3 parámetros log normal (que presentó mejor ajuste para casi todos los parámetros en todas las estaciones), con el fin de evaluar el porcentaje de variación de la media y desviación estándar al realizar la sustitución. Para este caso el LD es único para cada variable, tal como se apreció en la TABLA 3.2.

3.1.5 ANÁLISIS DE VALORES ATÍPICOS

Los *outliers* o valores atípicos son medidas extremadamente mayores o pequeñas respecto al total de los datos y, por tanto, podrían no representar la población para la cual fueron colectadas. Estos son el resultado de errores de transcripción, errores de codificación o problemas gruesos de muestreo o medición. El no remover *outliers* o remover falsos *outliers* conduce a problemas de distorsión de los parámetros estimados de la población (EPA, 2000; Mac Berthouex y Brown, 2002). En contraste, los datos ambientales al ser producidos a los largo del tiempo y/o espacio pueden mostrar correlación serial, que no es sino que valores adyacentes no son estadísticamente independientes entre sí debido a la continuidad natural en el tiempo o espacio (Mac Berthouex y Brown, 2002). En adición, se deben considerar que los *outliers* pueden ser de tipo multivariable, es decir valores extremos relacionados a una o más variables.

En función de lo anterior, una vez realizada la sustitución en la base de datos con DL/2, fueron identificados posibles *outliers* con la ayuda del diagrama de cajas y descartados o corregidos (esto último en caso de identificarse errores de digitación) con base en los siguientes criterios: que el *outlier* identificado sea en su mayoría único a lo largo del registro identificado, sea en su mayoría único con respecto a las demás estaciones en el año y mes de muestreo y se identifique como un dato extremo en el diagrama global de cajas (es decir considerando el total de los datos para esa variable).

Es importante notar que técnicas estadísticas de apoyo para la identificación de *outliers* como el Test de Dixon, Test de Discordancia, Test de Rosner, se aplican a distribuciones normales y no corresponde a estadística multivariante; en este caso

las variables se ajustaron más a una distribución log normal de 3 parámetros que a una normal y, debido a la naturaleza de los parámetros, existe una fuerte relación multivariante, por tanto, fue descartada su ejecución.

3.1.6 UNIFORMIZACIÓN DE VARIABLES

El objetivo de la uniformización de variables fue contar con información en unidades consistentes para la adaptación del ICA, siendo que en la base de datos existieron variables expresadas o realizadas en diferentes unidades o metodologías equivalentes, como es el caso de CF, expresadas en unidades formadoras de colonias (ufc/100 mL) y número más probable (NMP/100 mL); OD analizado bajo el método electrométrico y por fijación de oxígeno. Adicionalmente se dispuso de datos de *E-coli*, la cual se relaciona a la presencia de CF y por tanto se podría complementar la información inicial disponible de CF.

3.1.6.1 Oxígeno disuelto

Fue analizado el porcentaje de variación de las mediciones efectuadas simultáneamente bajo el método electrométrico y por fijación de oxígeno, así como la distribución de los datos, valores máximos, mínimos y desviaciones estándar para cada caso a fin determinar si ambos métodos eran equiparables para completar los vacíos de información migrando entre uno u otro método de medición.

3.1.6.2 Análisis Método de Contaje Coliformes

La concentración de CT fue cuantificada en diferentes épocas bajo dos metodologías: número más probable (NMP) y contaje de unidades formadoras de colonias (UFC). A fin de contar con una base de datos uniformizada fue necesario establecer un factor o mecanismo de conversión entre estas dos metodologías.

Gronewold y Wolpert (2008) establecen que la variabilidad en los resultados de las muestras debidas al contaje por NMP y UFC es una consecuencia del modelo de probabilidad para el cálculo del NMP, es decir, existen diferencias intrínsecas debido al modelo estadístico de contaje, sin tomar en cuenta fuentes de variabilidad

extrínsecas como errores humanos o variaciones en los protocolos de laboratorio. Los autores determinaron la distribución de probabilidad para el vector de tubos positivos determinado en el método de NMP, para cualquier observación de ufc. Este modelo fue validado por los autores con muestras reales, cuyos resultados fueron a su vez comparados con las concentraciones esperadas aplicando un ajuste por mínimos cuadrados en un modelo de regresión lineal en una escala logarítmica. Los resultados indicaron un buen ajuste lineal 1:1, especialmente a partir de 100 ufc/100 mL. Fue aplicada entonces esta relación lineal a los datos de CT Y CF medidas en ufc/100 mL para ser expresada en NMP/100 mL.

3.1.6.3 Relación Coliformes Fecales y E. Coli

Fue seleccionada la relación EC/CF igual a 0,84, determinada por Hachich et al. (2012) con base en un estudio efectuado en ríos de la zona de trópico en Sao Paulo, Brasil, con rangos de contaminación que cubrían los del río Machángara (E-COLI $2,4 \times 10^7$ ufc/100 mL).

Este estudio cuya duración fue de dos años, abarcó muestreos bimensuales en 18 sitios en diferentes ríos y, mensuales en siete sitios utilizados como áreas recreacionales en reservorios. Los datos abarcaron rangos de hasta 1×10^8 ufc/100 mL. La correlación alcanzada fue de 0,996 (Murrell, Rojas Badía, Romeu Álvarez, Rojas Hernández, y Pérez (2013).

Una vez aplicada esta relación fue revisada la coherencia de la información tomando en cuenta que para todos los casos CT debería ser mayor o igual a CF, siendo esta última un subgrupo de la primera.

3.1.7 LLENADO DE DATOS

3.1.7.1 Análisis estadístico descriptivo

Fue propuesto inicialmente describir la base de datos aplicando estadística descriptiva, siendo que permite la determinación de la estructura de los datos, la

detección de patrones de comportamiento general de datos o apartamientos del mismo (Nel, 2010).

Se calcularon entonces descriptores estadísticos (media, mediana, desviación estándar, máximos y mínimos). Para facilitar el análisis del grado de dispersión de los datos a lo largo de las estaciones y entre los diferentes parámetros bajo unidades de medición diferentes, se determinaron también coeficientes de variación (Cv) para los cuales se aplicó la escala propuesta por Finkler, Bortolin, Cocconi, Mendes, y Schneider (2016).

Para una visualización clara de la distribución de los datos fue utilizado el diagrama de cajas, incorporándose la evaluación de la variabilidad estacional para discriminar el método de llenado de datos. Así también, se aplicó el histogramas de frecuencias, uno de los métodos más antiguos que resume la distribución de los datos y provee información sobre la simetría y variabilidad de los datos (EPA, 2000).

Para evaluar la variación estacional de la calidad del agua fueron definidas dos estaciones: verano, correspondiente a los meses más secos junio, julio, agosto y septiembre, e invierno, para el resto de los meses. Esto con base en el estudio de De Bievre, Coello, y De Keizer (2008) y el informe de la EMAAP-Q/PSA (2008), citado por EPMAPS (2011), para el clima mesotérmico semihúmedo de la cuenca del Guayllabamba entre 2000 – 3000 msnm.

3.1.7.2 Tipo de distribución

Con el objeto de discriminar herramientas estadísticas a ser utilizadas posteriormente en función del tipo de distribución de las variables puesto que “los métodos más utilizados en análisis multivariante suponen normalidad conjunta de las observaciones por tanto conviene siempre y cuando se disponga de datos suficientes contrastar esta hipótesis” (Peña, 2002), se evaluó si el tipo de distribución al que se ajustaron cada una de las variables fue Normal, a través del test de AD y RJ, aplicados sobre esta nueva base de datos.

3.1.7.3 Estandarización de variables

Previa utilización de diferentes técnicas estadísticas para el análisis de los datos fue realizada la estandarización de variables puesto que así se tiende a incrementar la influencia de las variables cuya varianza es pequeña y reducir la influencia de las variables cuya varianza es alta (Liu, Lin, y Kuo, 2003). Se evita de esta forma clasificaciones erróneas resultantes del diferente orden de magnitud de los valores numéricos como de la varianza (Vega, Pardo, Barrado, y Debán, 1998).

La estandarización se calcula de la siguiente forma: sean x_1, \dots, x_p P variables, cada una con N observaciones. La observación j^{th} de la variable i es X_{ij} , donde $i = 1, \dots, P$ y $j=1, \dots, N$. Si X_m y S_i denotan la media y la desviación estándar, respectivamente, calculadas de las N observaciones de la variable i^{th} , entonces la observación j^{th} de la variable i^{th} , en unidades estandarizadas se expresa como:

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - X_m}{S_i} \quad (3.1)$$

Donde Z_{ij} es el valor j^{th} de la variable estandarizada Z_i . La media y varianza de Z_i son cero y uno, respectivamente, para todos los valores i (Liu et al., 2003). De esta forma se aplica la estandarización de las variables para cada una de las estaciones de monitoreo.

3.1.7.4 Análisis de la variabilidad estacional y temporal

En adición a la evaluación estadística inicial a través del diagrama de cajas, con los datos estandarizados fue analizada la correlación estacional de las variables aplicando el test de correlación de Spearman (*Spearman's Rank-Order Correlation*). Este test es un método no paramétrico (Mac Berthouex y Brown, 2002) cuya correlación es menos sensible a valores extremos respecto al test de correlación de Pearson (EPA, 2000). La distribución no normal de la mayoría de las variables y la presencia constante de valores extremos fue evidenciada en los

diferentes *boxplots*, lo que justifica su uso. La correlación fue aplicada para las dos estaciones previamente definidas: invierno y verano.

Para la determinación de patrones temporales, fue aplicado el test no paramétrico de Mann-Kendall con aproximación a la Normal, el cual establece si existe o no tendencias monotónicas ascendentes o descendentes a lo largo del tiempo en las variables de estudio (Natrella, 2012). Con un valor de significancia de $\alpha=0,05$ y muestras mayores a diez, corresponde un $Z_{\text{crítico}}$ ($Z_{1-\alpha}$) igual a 1.645, de tal forma que $100(1-\alpha)\%$ de la distribución Normal se debe encontrar bajo $Z_{1-\alpha}$. Entonces para probar la hipótesis, H_0 (no existe tendencia) en contra de H_1 (tendencia ascendente) entonces se rechaza H_0 si $Z > Z_{1-\alpha}$; o, para el caso de H_2 (tendencia descendente) se rechaza H_0 si $Z < 0$ y el valor absoluto de $Z > Z_{1-\alpha}$ (EPA 2000). Para su aplicación fueron eliminados registros de la base de datos que contenían algún dato vacío y se determinaron los valores de Z para cada una de las variables para cada estación, para luego compararlos con $Z_{1-\alpha}$.

La aplicación de estas dos herramientas permite definir la idoneidad del uso de la media aritmética móvil como herramienta de pronóstico para el llenado de datos, siendo que es adecuada para proveer predicciones de alcance corto cuando los datos no tienen una tendencia definida y preferentemente cuando no existen patrones estacionales (Minitab, 2017)

3.1.7.5 Procedimiento de llenado de datos

El llenado de datos fue realizado mediante la incorporación de datos puntuales de las variables con los valores de los parámetros de la estación espacialmente anterior o posterior, previo análisis gráfico de la similitud del patrón temporal alrededor de los valores cercanos al punto de llenado de la estación que dispone de los datos y la estación donde se produjo el llenado. Esta evaluación fue realizada a través de la aplicación de *boxplots*.

Para el caso de las variables que presentaron vacíos de información consecutivos en el tiempo y no contaron con información en las estaciones próximas se ha aplicado la media aritmética y geométrica (para los parámetros microbiológicos)

móvil bajo la condición de que la tendencia temporal y estacional sea mínima o inexistente y el pronóstico sea de mínimo alcance (mínimo número de datos consecutivos pronosticados). Su cálculo fue determinado con una longitud mínima que se ajuste de mejor forma a la tendencia de los datos y verificando que la nueva tendencia generada sea similar a la original y, que el valor pronosticado sea acorde al patrón inicial.

3.2 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

3.2.1 SELECCIÓN DE VARIABLES

Para la selección de los parámetros que conformarán el índice de calidad fue considerado el criterio estadístico, análisis bibliográfico y de la normativa ambiental aplicable, cuya metodología se detalla a continuación.

3.2.1.1 Análisis estadístico descriptivo de los datos y distribución

El objetivo de este proceso fue identificar los principales factores estacionales y variables medidas causantes de la variación de la calidad del agua, así como hacer una selección idónea de las diferentes herramientas estadísticas posteriores para la selección de variables ambientales.

Por tanto, con la base de datos depurada fue aplicada estadística descriptiva, con su visualización a través de los diagramas de cajas con variación espacial y estacional invierno-verano, e histogramas de frecuencias. Así también se evaluó si el tipo de distribución al que se ajustó cada una de las variables fue Normal, a través del test de AD y AJ.

Adicionalmente, la variabilidad estacional fue evaluada, identificando la existencia o no de patrones temporales de las variables a través de la correlación estacional de Spearman y el test no paramétrico de Mann-Kendall, detallados en el Capítulo 3.1.7.4. Para ello se realizó previamente la estandarización de variables para cada estación, puesto que además de incrementarse la influencia de las variables cuya

varianza es pequeña y reducirse la influencia de las variables cuya varianza es alta, este procedimiento elimina la influencia de las diferentes unidades de medición, haciendo los datos adimensionales (Liu et al., 2003), evitando de esta forma clasificaciones erróneas resultantes del diferente orden de magnitud tanto de los valores numéricos como de la varianza (Vega et al., 1998). Varios estudios que utilizaron técnicas multivariantes en variables ambientales han hecho uso de este recurso (Muangthong y Shrestha, 2015; Shrestha y Kazama, 2007; Singh, Malik, Mohan, y Sinha, 2004).

3.2.1.2 Jerarquización de variables y agrupación de sitios

Este proceso ha sido realizado mediante correlación de variables y análisis multivariante. El fin fue determinar la existencia de variables redundantes, las cuales podría eliminarse para la construcción del índice facilitando el manejo de información a través de la agrupación de estaciones de monitoreo similares. Para ello se hizo uso de la correlación de Spearman como paso inicial para la identificación de relaciones significativas entre las variables, así como técnicas multivariantes como lo son el análisis Clúster (CA), análisis de componentes principales (PCA) y análisis de factores (FA).

Las técnicas estadísticas multivariantes son una herramienta apropiada para alcanzar una reducción e interpretación de las mediciones de los múltiples parámetros físico químicos según Desiré Luc Massart, Vandeginste, Deming, Michotte, y Kaufman (1988), citado por Singh et al. (2004). Son ampliamente utilizadas para caracterizar aguas superficiales siendo sumamente útiles para evidenciar la variabilidad temporal y espacial debidas a factores naturales y antropogénicos como consecuencia de factores estacionales (Helena et al., 2000; Reisenhofer, Adami, y Barbieri, 1998; Vega et al., 1998), citado por Singh et al. (2004)). Durante el periodo de muestreo más de 4000 datos fueron obtenidos en diversos sitios, en diferentes épocas y con mediciones de diversas variables fisicoquímicas, justificando, por tanto, la importancia del uso de estas técnicas en esta investigación.

Análisis Clúster

Este análisis fue utilizado para identificar similitudes espaciales y agrupación de estaciones de monitoreo. El CA es una técnica de reconocimientos de patrones no supervisados que agrupa objetos dentro de clases, categorías o clústeres basado en similitudes dentro de la clases y disimilitudes entre diferentes clases, sin asunciones previas. Esto ayuda a interpretar los datos y establecer patrones (Vega et al. (1998), citado por Singh et al. (2004)), ilustrando similitudes de las variables en todo su conjunto en el set de datos (D Luc Massart y Kaufman (1983), citado por Vega et al. (1998), descubriendo la estructura intrínseca o comportamiento subyacente del set de datos (Vega et al., 1998). En este caso fue aplicado CA jerárquico aglomerativo sobre los datos estandarizados, mediante el método de Ward de varianza mínima, utilizando distancias euclidianas cuadradas como medida de similitud, para evaluar la variabilidad espacial de las seis estaciones de monitoreo del río Machángara. En general este método (de Ward) utilizado para la clasificación de las muestras se cataloga como muy eficiente (Wunderlin et al., 2001), debido a que procesa un pequeño espacio de efecto de distorsión, usa más información en el contenido del clúster que otros métodos y ha sido probado ser una herramienta muy poderosa para la agrupación, según Willett (1987), citado por Vega et al. (1998), además que genera los clústeres más significativos (Vega et al., 1998).

En el dendograma resultante fueron reportadas las observaciones o grupos formados vs. la distancia de enlace. CA no es una herramienta estadística propiamente dicha, los resultados que se obtienen se justifican dependiendo de su valor en la interpretación de los datos y de los patrones que muestra (Wunderlin et al., 2001).

Análisis de Factores y de Componentes Principales

Estas herramientas fueron empleadas para identificar y jerarquizar las variables de importancia para la conformación del ICA, desde el punto de vista de la variabilidad de los datos.

El FA que incluye el PCA, es una de las técnicas más poderosas y comunes utilizada para reducir la dimensionalidad del set de datos a través de la formación de variables interrelacionadas que abarcan la mayor variabilidad posible presente en el conjunto total de los datos sin pérdida de información (Wunderlin et al., 2001). Para lograr esta reducción se transforma el set de datos en un nuevo set de variables o componentes principales (PCs o axes), los cuales son ortogonales (no correlacionados) y se disponen en orden decreciente de importancia. Los PCs se calculan a través de una matriz de covarianza u otra matriz de producto cruzado, la cual describe la dispersión de los múltiples parámetros medidos o variables originales para obtener *eigenvalues* y *eigenvectors* (Singh et al., 2004). Los PCs se obtienen al multiplicar las variables originales correlacionadas con el *eigenvector*, el cual es una lista de coeficientes, cargas o pesos; por tanto los PCs son combinaciones lineales de las variables originales (la diagonalización de la matriz de correlación transforma las variables originales correlacionadas *p-values* en variables no correlacionadas, los PCs, siendo los *eigenvalues* las raíces características (Vega et al., 1998)). Los nuevos axes o ejes descansan a lo largo de las direcciones de máxima varianza. El PC puede expresarse como (Shrestha y Kazama, 2007):

$$z_{ij} = a_{i1}x_{1j} + a_{i2}x_{2j} + a_{i3}x_{3j} + a_{im}x_{mj} \quad (3.2)$$

Donde z es el valor del componente, a es el peso o carga del componente, x es el valor medido de la variable, i es el número del componente, j el número de la muestra y m el número total de variables.

Para evaluar la idoneidad de los datos para la aplicación de PCA/FA, es decir evaluar si existían o no relaciones significativas entre las variables, fue aplicado el test de Levene. El test de Levene (Olkin, 1960) se utiliza para evaluar si k muestras tienen varianzas iguales, es decir existe una homogeneidad de varianza. Se aplica como una alternativa al test de Bartlett puesto que este último es menos sensitivo a desviaciones de una distribución normal (Natrella, 2012), comportamiento visualizado en las variables medidas en este estudio.

El FA, reduce la contribución de las variables menos significativas obtenidas por el PCA, simplificando de esta forma aún más la estructura de los datos (Wunderlin et al., 2001). Los *Varifactors* (VFs), el nuevo grupo de variables, se obtienen al rotar el eje definido en el PCA. La rotación *Varimax* distribuye la carga del PC de tal forma que su dispersión se maximiza minimizando el número de coeficientes grandes y pequeños (Richman (1986), citado por Singh et al. (2004)). Un varifactor puede incluir variables inobservables, hipotéticas latentes, mientras que un PC es la combinación lineal de las variables observables de calidad del agua (Helena et al., 2000; Vega et al., 1998; Wunderlin et al., 2001), citado por Singh et al. (2004).

Fue aplicado el modelo de dos factores y rotación Varimax-Kaiser. Para la extracción de factores se tomó en cuenta los factores con *eigenvalues* mayores a uno, según el criterio propuesto por Kaiser (1958) aplicado ampliamente (Liu et al., 2003). Esto significa que a menos que un factor contribuya a mejorar toda la información al menos tanto como el equivalente de una variable original, se descarta. Se consideran los componentes que sostienen una varianza acumulada de alrededor del 70% del total de la varianza. Así también, para la interpretación de las cargas de los factores o *factor loadings* fue aplicada la escala propuesta por Liu et al. (2003), para sus valores absolutos: fuerte $>0,75$; moderado $0,75-0,5$; y débil $0,5 - 0,3$.

3.2.1.3 Análisis bibliográfico

En la selección de parámetros se ha procurado que el conjunto de variables cubra las categorías propuestas por Walski y Parker (1974) , Dunnette (1979) y (Dinius, 1972, 1987).

Este criterio fue aplicado con base en que según Del Río (1986), citado por Samboni Ruiz et al. (2007), la selección de las variables para la construcción de los índices de calidad se basa fundamentalmente en la clasificación de Walski y Parker (1974), Dunnette (1978) y Metodología Delphi adaptada según Dinius (1987). Además, Dunnette (1979) sugirió que independientemente de la selección de variables, pesaje y funciones de transformación para la construcción de índices de calidad, si

se respeta la categorización de variables propuesta, las diferencias entre índices no son críticas.

Las categorías propuestas por los autores citados cubren los siguientes aspectos:

1. Agotamiento de Oxígeno -Materia Orgánica
2. Sustancias Disueltas - Material Iónico -Características Físicas
3. Afectación o Peligros a la Salud
4. Afectación a la vida acuática -Eutrofización

Por tanto, fueron seleccionados de entre las variables los parámetros más representativos para cada una de las categorías, con base en la información resumida en la TABLA 2.11 del Capítulo 2.4.1 SELECCIÓN DE PARÁMETROS .

En adición fue verificado que las variables seleccionadas se encuentren dentro de las más utilizadas en la construcción de los principales indicadores de importancia a nivel mundial, debido al soporte teórico detrás de cada selección y, principalmente en ríos tropicales sometidos a condiciones similares a las del río Machángara. Este proceso fue realizado con base en la información sintetizada en la TABLA 2.12 y FIGURA 2.3 del Capítulo 2.4.1 SELECCIÓN DE PARÁMETROS .

3.2.1.4 Análisis normativo ambiental

A nivel nacional la clasificación y usos del agua se encuentran regulados por el TULSMA, acuerdo 061 del Ministerio de Ambiente (MAE), publicado en el Registro Oficial No. 316 de mayo de 2015. En esta normativa se establecen parámetros y criterios de calidad que debe tener el recurso dependiendo de su clasificación. Para el caso del agua dulce y de acuerdo con los usos destinados del agua, se tomaron en cuenta los siguientes criterios en cuanto a los límites máximos/ mínimos permisibles establecidos:

TABLA 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces marinas y de estuarios

TABLA 3: Criterios de calidad de aguas para riego agrícola

TABLA 5: Criterios de calidad de aguas para uso pecuario

TABLA 6: Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto primario

TABLA 7: Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario

3.2.2 ANÁLISIS Y SELECCIÓN DEL MODELO DEL ICA

Con base en la investigación bibliográfica detallada en el Marco Teórico sobre diferentes índices de calidad a nivel mundial y particularmente para los diseñados en zonas de trópico, con especial énfasis en el marco conceptual de su proceso constructivo, usos propuestos, ventajas, limitaciones y particularidades ambientales de los cuerpos hídricos y de la zona de estudio, fueron planteadas inicialmente dos alternativas para el desarrollo de las etapas de obtención de los subíndices de calidad, asignación de pesos a las variables y clasificación de las puntuaciones de calidad de las variables dentro de una escala de valoración:

1. Selección de las ecuaciones y/o curvas reportadas en la literatura para índices diseñados especialmente para zonas del trópico tomando como referencia principalmente el ICA general de la NSF (Brown et al., 1970) desarrollado bajo la metodología Delphi. Por tanto, en esta etapa se considera el índice de la CETESB (2002), el índice de (Rojas, 1991), los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998) ICOMI, ICOMO e ICOSUS así como el ICAUCA, desarrollado por Ballesteros et al. (2004). Tanto el índice de Rojas como el de González y Viña y el de Ballesteros, fueron desarrollados para ríos de Colombia. El proceso para la obtención de estos índices se detalla en el Capítulo 2.4.
2. Utilización de la formulación del índice de la CCME, basado en la adaptación del BCWQI (Abbasi y Abbasi, 2012; Boyacioglu, 2010) cuya aplicación se basa en la evaluación del cumplimiento de objetivos o guías de calidad del agua,

para un uso específico. El proceso de aplicación de esta formulación se encuentra descrito en el Capítulo 2.3.3.

El índice de la NSF desarrollado por Brown et al. (1970), bajo el soporte de la NSF de Estados Unidos ha sido ampliamente utilizado a nivel mundial y particularmente adaptado en zonas de trópico tal como se detalla en el diseño de los índices utilizados en Brasil CETESB (2002) y Colombia: el índice de (Rojas, 1991), así como el ICAUCA, desarrollado por Ballesteros et al. (2004).

No obstante de aquello, el índice de la NSF en su concepción original y diseño de los subíndices de calidad así como en el resto de etapas se define como un índice de calidad general, que incluye criterios de calidad para fuentes de agua para consumo humano previo tratamiento según la información de la NSF (Consumer information, 2006), citada por (Castro et al., 2014); Torres et al. (2009), así como por varios autores.

Si bien es cierto los índices diseñados para ríos de trópico como los de la CETESB, el de Rojas, el ICAUCA, consideraron áreas de estudio con una importante influencia antrópica, estos fueron pensados para evaluación de fuentes para abastecimiento humano. Al contrastar este objetivo de calidad frente a la calidad del río Machángara, con una elevada contaminación en su generalidad tal como se pudo apreciar en el Capítulo 1.1.2 DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL RÍO MACHÁNGARA, se consideró entonces más apropiado tomar en cuenta los criterios de la normativa ambiental nacional (Capítulo 4.2.4), la cual es ampliamente utilizada como criterio de control de calidad tanto por empresas públicas como privadas.

Por otro lado, los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998) con base en el uso de estadística multivariante, determinan las principales variables generadoras de problemas ambientales en ecosistemas lénticos y lóticos, sin embargo en este caso, al observar las TABLAS de resultados de los análisis multivariantes (TABLA 4.21, TABLA 4.23), los pesos de los coeficientes de cada variable para cada PC y VF fueron muy similares entre sí y la mayoría de las

variables estuvieron presentes simultáneamente en varios PCs o VFs de tal forma que no fue posible el establecimiento de la formación de categorías de importancia como lo fue para el caso de este índice, siendo esto muy evidente especialmente en el conglomerado 3. Esto se explicaría por el hecho de que el área de estudio del índice de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998) correspondió a sistemas hídricos en el área de influencia de la industria petrolera (generalmente localizadas en zonas prístinas), cuyo nivel de contaminación no es comparable a fuentes hídricas localizadas en áreas urbanas como es este caso y donde la influencia antrópica predomina sobre las interrelaciones naturales de los cauces.

Al considerar entonces el modelo del índice propuesto por el comité técnico de la CCME (1997), descrito el Capítulo 2.3.3 del Marco Teórico, este tiene la ventaja que dentro de su formulación requiere objetivos específicos de calidad que pueden variar según los estándares regulatorios de cada país o zona (Boyacioglu, 2010) así como, se puede utilizar diferentes variables en función de la disponibilidad de datos e importancia en el cuerpo hídrico bajo estudio. Por tanto, para la construcción del índice en este estudio se ha seleccionado este modelo.

La adaptación de este modelo para ser usado en el río Machángara consistió entonces en la selección adecuada de los objetivos o guías de calidad y las variables que lo conforman.

Para su aplicación se han utilizado los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces (TULSMA Anexo 1, TABLA 2; Capítulo 4.2.4) cuyos parámetros de control abarcaron las variables seleccionadas para la construcción el índice (TABLA 4.27). Esta referencia brinda las guías de calidad más deseables para el manejo del recurso hídrico, abarcando en general otros usos más acordes a la realidad del recurso hídrico en estudio como el de riego agrícola, uso pecuario o fines recreativos por contacto secundario. Las variables que conformen el índice son el resultado del análisis estadístico, bibliográfico y normativo, cuya metodología fue explicada en el Capítulo anterior (3.2.1).

Siendo que la formulación del CCME establece la determinación de un índice de calidad para un periodo dado de tiempo, su cálculo fue realizado tomando como mínimo periodos cuatrimestrales respetando la clasificación de época estacional invierno-verano y un mínimo de cuatro variables relevantes de la calidad del recurso, según lo recomendado por Cash y Wright (2001), con base en el estudio de Khan et al. (2003), citado por Abbasi y Abbasi (2012).

Dicho estudio demostró que, al emplear set de datos anuales, el disponer de un número bajo de registro de datos tiende a generar un mayor valor de índice de calidad puesto que a menor cantidad de datos se reduce la probabilidad y proporción de excedencia respecto a las guías de calidad, así como la frecuencia de esta excedencia.

Así también, fueron observadas las guías y recomendaciones adicionales en cuanto a la aplicación de este índice detalladas en el Capítulo 2.3.3 del Marco Teórico.

3.2.2.1 Obtención de los subíndices de calidad

Bajo el modelo del ICA de la CCME los subíndices de calidad se determinan directamente dividiendo la concentración del parámetro para el valor de control u objetivo de calidad.

Este índice se conforma de tres factores: El Alcance (F_1), que corresponde al número de variables que no cumplen el objetivo de calidad del agua; Frecuencia (F_2): el número de veces que estos objetivos no son cumplidos; Amplitud (F_3): La cantidad o el monto por el cual los objetivos no son cumplidos (Boyacioglu, 2010).

La metodología de cálculo de estos factores se encuentra detallada en el Capítulo 2.3.3 del Marco Teórico, ec. 2.12 - ec. 2.18.

3.2.2.2 Ponderación y clasificación de los parámetros que conforman el ICA

Al escoger la alternativa de formulación del índice de la CCME, el peso relativo según la importancia de cada parámetro en la construcción del índice global está implícitamente dado en forma proporcional a la variabilidad del parámetro evaluado, de acuerdo con el grado de desviación respecto a la normativa de control determinándose el alcance, la frecuencia y la amplitud del incumplimiento del objetivo de calidad.

En cuanto a la clasificación de la calidad bajo esta metodología se ha aplicado entonces la escala de clasificación detallada en la TABLA 2.5 del Capítulo 2.3.3, correspondiente a los rangos de clasificación general del índice de la CCME, aplicada para evaluar en este caso la calidad del cuerpo hídrico admisible para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, según la normativa nacional (TULSMA Anexo 1, TABLA 2; Capítulo 4.2.4).

Por tanto, fueron excluidas las ponderaciones específicas reportadas por la literatura para los índices calculados en el trópico, así como la adopción de los rangos de clasificación de calidad del agua con el ICA empleados en esos índices.

3.2.2.3 Método de agregación del ICA

El método de agregación fue a través de la raíz cuadrada de la suma cuadrática media simple de estos tres factores, cuya ecuación (ec. 2.12) consta en el numeral 2.3.3 del Marco Teórico, correspondiente al índice de la CCME, modelo seleccionado para el cálculo del ICA en este estudio. El índice cambia en proporción directa a estos cambios (Abbasi y Abbasi, 2012).

Este método difiere respecto a la agregación mediante ecuaciones aditivas y/o multiplicativas con o sin ponderación de los subíndices de calidad adaptados a zonas de trópico, cuya utilización fue descartada en función de los objetivos de calidad acordes a la realidad del cuerpo hídrico en estudio y los resultados del análisis multivariante, analizados en el Capítulo 3.2.2.

3.2.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Con base en las variables seleccionadas y modelo seleccionado para el cálculo del ICA se ha evaluado la calidad del río Machángara a nivel espacial y temporal, tanto en estaciones de monitoreo como en conglomerados.

3.3 EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD

3.3.1 EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DEL ICA

Este estudio fue llevado a cabo mediante un análisis de sensibilidad local, el cual examina la respuesta local de la (s) salida (s) variando los parámetros de entrada uno a la vez mientras se mantienen los otros parámetros en valores centrales (Xu y Gertner, 2008). En función de los resultados del nivel de correlación entre las variables se evaluó la pertinencia de llevar a cabo un análisis de sensibilidad multivariante.

Las variables consideradas en el ensayo de sensibilidad local fueron:

1. Número de parámetros que conforman el índice, partiendo de las variables seleccionadas previamente, manteniendo constantes el periodo cuatrimestral para el cálculo del índice y los objetivos de calidad.
2. Calidad de los valores medidos en el set de datos. Esto fue evaluado bajo dos escenarios: el primero tomando en cuenta los valores mínimos y máximos reportados de cada variable (escenario actual) y el segundo, bajo el supuesto de una mejora en la calidad del río (escenario futuro). El grado de sensibilidad fue medido a través del efecto relativo (ER).

En los subcapítulos siguientes se amplía esta información.

3.3.1.1 Sensibilidad respecto al número de variables

Dentro de las variables que pueden ser evaluadas en el índice bajo la formulación de la CCME se encuentran: el número de parámetros, la selección de variables, el número de muestras para el cálculo del índice, la selección de los objetivos de calidad (Lee, 2006).

Para conducir este análisis entonces fue tomada en cuenta la recomendación de Cash y Wright (2001), de calcular el índice de calidad con un número mínimo de cuatro muestras por año y cuatro parámetros así como las conclusiones del estudio de Painter y Waltho (2003), citadas por Lee (2006).

Dicho estudio fue realizado bajo la legislación para preservación de vida acuática; recomienda como razonable la utilización de 10 parámetros relevantes, con 30 observaciones en un periodo de 3 años. Observa que al utilizar nueve variables existe una variación numérica respecto a los cambios de categorización del índice en un 14%.

En función de lo anterior se mantuvieron entonces constantes:

- El número de muestras para el cálculo del índice: Periodos cuatrimestrales, tres años.
- La selección de los objetivos de calidad: Se consideraron los criterios de calidad de agua establecidos en el TULSMA (2003, 2015) Libro VI Anexo 1.

En cuanto a la selección de las variables, el análisis fue realizado con los parámetros seleccionados con base en el análisis estadístico, bibliográfico y normativo, descrito en el Capítulo 3.2.1.

Entonces, fue evaluado el impacto en cuanto al número de parámetros considerados utilizando el set de datos del estudio, mediante un análisis de sensibilidad univariante. Para esto, fueron organizadas las variables según la mayor carga de los *varifactors* en valores absolutos, es decir, se establecieron las variables que mayor influencia tenían en la varianza total del set de datos, en orden

descendente. Luego, fue calculado el ICA eliminando consecutivamente el número de variables en orden ascendente de importancia según la organización por *varifactors*. Finalmente, se evaluó la diferencia de los valores del ICA, calculados en cada prueba según el número de variables utilizado, a través de la comparación de la magnitud de los componentes del ICA (F1, F2, F3), diagramas de cajas y gráficos de los valores máximos, mínimos y medios del ICA calculado.

3.3.1.2 Sensibilidad respecto a los valores medidos del conjunto de datos

Para este caso fue calculado el efecto relativo (ER), que corresponde a un análisis de sensibilidad local de primer orden (ver Capítulo 2.5.1 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE PRIMER ORDEN), bajo dos escenarios:

Escenario 1 (Escenario Actual): Para su aplicación fueron determinados los valores de calidad calculando el índice con los valores medios $C(k)$, mínimos $C(k-\Delta k)$ y máximos $C(k+\Delta k)$ reportados para cada clúster durante el periodo de estudio y se lo calculó aplicando la ecuación 2.36, detallada en el Capítulo 2.5.1.

En cada análisis se mantuvo el resto de los parámetros con sus valores máximos de calidad reportados, es decir, se identificó previamente el valor más alto registrado de OD y los mínimos valores de los parámetros contaminantes que se presentaron en las estaciones de monitoreo durante el periodo de estudio, agrupadas por clústeres.

Escenario 2 (Escenario Futuro): En este caso se utilizaron como valores máximos de calidad y mínimos ($k-\Delta k$) los establecidos en los criterios de calidad de agua del TULSMA (2003, 2015) Libro VI Anexo 1, abarcando de esta forma un rango más amplio de los posibles valores que podían adoptar las variables, es decir, desde los valores de la normativa, que correspondieron a valores mínimos de contaminación, hasta los máximos de contaminación que se registraron en este periodo de estudio. Este ensayo fue útil además para evaluar problemas de eclipsamiento o sobreestimación de la calidad del agua en el modelo.

3.3.1.3 Evaluación de los resultados de sensibilidad frente a las variables inicialmente seleccionadas

Esto fue realizado a través de la comparación de la importancia de las variables según los criterios estadísticos, bibliográficos y normativos (Capítulo 3.2.1 SELECCIÓN DE VARIABLES) frente a los resultados del análisis de sensibilidad respecto al número de variables (sección 3.3.1.1) y, a la calidad del set de datos bajo los dos escenarios: actual y futuro (sección 3.3.1.2). Para ello fueron jerarquizados los valores de importancia según una escala del 0% - 100%, donde el 100% representa la máxima importancia y 0% la menor importancia o menor magnitud del ER.

3.3.2 COMPARACIÓN CON OTROS ÍNDICES

Los valores obtenidos con el modelo para el cálculo del índice de calidad de la CCME adaptado al río Machángara (WQI CCME), fueron comparados con los de distintos índices de calidad del agua para aguas superficiales. Este análisis fue realizado a nivel de estaciones de monitoreo o clústeres, en función de los resultados de la similitud espacial y agrupación de sitios.

Para la selección de los índices se ha considerado un índice ampliamente conocido y utilizado a nivel mundial como lo es el ICA-NSF de Brown et al. (1970). También se ha tomado en cuenta el ICA de Dinius (1987) que fue precursor en la categorización de la calidad según los usos propuestos y ha servido como referencia en la construcción de índices en zonas de México y Colombia bajo condiciones de influencia antrópica.

En adición, fueron considerados varios índices utilizados como referencia o creados para ríos de zonas de trópico generalmente sometidos a influencia antrópica: el de Queralt (1982) el de León Vizcaino (1992), el de Montoya et al. (1997), el índice de la CETESB (2002), el de (Rojas, 1991), el índice desarrollado por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca de la Universidad del Valle (Ballesteros et al., 2004).

Una de las principales restricciones para su aplicación correspondió a las variables necesarias para su construcción. Por tanto, fue realizada una selección inicial en función del porcentaje de disponibilidad de estas variables en el set de datos. Se estableció un porcentaje mínimo del 70% de tal forma que se refleje el modelo del índice.

Luego, se seleccionaron los índices que obedezcan a modelos de agregación aditivos o multiplicativos, en los cuales sea posible ajustar las ponderaciones a fin de cubrir el máximo del 30% de parámetros faltantes. Previa realización de este ajuste se evaluó que las variables remanentes en cada modelo cubran en su mayoría las categorías de calidad de las variables planteadas inicialmente en ese modelo y que las ponderaciones de las variables faltantes sean las más bajas.

El ajuste fue realizado distribuyendo el peso de las variables eliminadas en igual proporción a las variables restantes intentando de esta forma respetar el modelo original. Este ajuste se lo hizo con base en los trabajos de Behar et al. (1997); (IDEAM, 2007; Zandbergen y Hall, 1998).

Zandbergen y Hall (1998) hace notar que, si ciertos parámetros del ICA-NSF no fueron medidos, es factible obtener un índice comparable ajustando los pesos de tal forma que reflejen un nuevo total de 0-100. Pero se deberá tomar en cuenta para la interpretación de los resultados, que el valor del ICA modificado será superior al original.

Behar et al. (1997), analiza la posibilidad de construir un ICA con menor número de variables, pero conceptualmente igual al ICA multiplicativo de la NSF, en el río Cali, en Colombia. Este río está sujeto a contaminación orgánica, siendo que al igual que el Machángara, recibe descargas domésticas. Con base en un modelo de regresión lineal entre el ICA de la NSF y las variables que lo constituyen, determinó que, con tres de las nueve variables del modelo, OD, DBO y CF, se explicaba el 97% de la variación del ICA-NSF en este cuerpo hídrico. Es importante observar que estas tres variables se encontraron entre las cuatro con mayor ponderación en el ICA-NSF.

IDEAM (2007), determinó dos índices de calidad para diferentes ríos de Colombia, ICACOSU e ICACOSU modificado, que difieren en el número de variables utilizadas. El ICACOSU modificado, se obtiene al asignar a los parámetros remanentes el peso de las variables eliminadas, en igual proporción. El autor recomienda este método a fin de mantener el criterio del modelo original, tomando en cuenta las restricciones de análisis debida a la eliminación de variables.

Debido al marco conceptual bajo el cual se ha formulado el índice de la CCME (Capítulo 2.3.3), la comparación con otros índices debe realizarse siempre bajo los mismos objetivos de calidad y haciendo uso a medida de lo posible de las mismas variables medidas (Cash y Wright (2001)). No obstante, el índice de la NSF como los ICAS diseñados para las zonas de trópico evalúan el agua incluyendo criterios de uso de fuentes de captación para consumo humano o abastecimiento público. Estos objetivos de calidad son generalmente más exigentes a los establecidos para preservación de la vida acuática y silvestre, utilizados en el ICA adaptado para el río Machángara. Por tanto, el análisis de los resultados se ha realizado tomando en cuenta este contexto.

La metodología de cálculo para cada uno de estos índices se encuentra detallada en el Capítulo 2.3 del Marco Teórico, cuyas variables empleadas y modelo de agregación se resumen en la Tabla a continuación.

TABLA 3.3 Variables y tipo de agregación de diferentes ICAS

Parámetro	NSF (1970)	Queralt (1982)	Dinius (1987)	Rojas (1991)	Montoya (1997)	León (1998)	CETESB (2002)	Ballesteros et. al. (2004)
Variables utilizadas:								
Oxígeno Disuelto	1	1	1	1	1	1	1	1
DBO5	1		1	1	1	1	1	1
Coliformes Fecales	1		1	1	1	1	1	1
pH	1		1	1	1	1	1	1
Temperatura	1	1	1			1	1	
Sólidos Totales	1			1	1		1	1
Sólidos Suspendidos		1			1	1		1
Turbiedad	1			1	1		1	1
Conductividad		1	1		1			
Alcalinidad			1		1	1		
Dureza Total			1		1	1		
Coliformes Totales			1		1	1		
Nitratos	1		1		1	1		
Color			1		1			1
Fósforo Total							1	1
Fosfatos	1				1	1		
Cloruros			1		1	1		
DQO		1				1		
Nitrógeno Total							1	1
Nitrógeno Amoniacal					1	1		
Grasas y aceites					1			
Detergentes					1			
Fenoles						1		
Número total de parámetros	9	5	12	6	18	15	9	10
Tipo de Agregación:								
	multiplicativa ponderada	ecuaciones específicas				multiplicativa ponderada		

FUENTE: Ballesteros et al. (2004)

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y ANÁLISIS

4.1 CONSOLIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS

4.1.1 INVENTARIO DE LA INFORMACIÓN DISPONIBLE

El inventario inicial de los datos disponibles por estación, año y parámetros se detalla en el ANEXO 1. Éste muestra que la posible periodicidad de muestreo mensual (mayor a seis registros en el año) durante los seis años (2002 – 2007) alcanza un 82%, completada con muestreos cuatrimestrales (15%) y semestrales (2%), en las siete estaciones de monitoreo, como se observa en la TABLA 4.1. Por tanto, es factible el tratamiento de datos a nivel mensual.

TABLA 4.1 Identificación de la periodicidad del muestreo

Frecuencia	Posible periodicidad del muestreo	
	siete estaciones de monitoreo	seis estaciones de monitoreo (con la eliminación de la estación Q. El Batán)
Mensual	82%	86%
Cuatrimestral	15%	11%
Semestral	2%	2%
TOTAL	100%	100%

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la TABLA 4.2 se evidencia que el cumplimiento de los monitoreos mensuales en cada una de las estaciones se encuentra alrededor del 68%, a excepción de la estación en la Quebrada El Batán (estación 5) que alcanza apenas un 46% con el restante 54% de campañas semestrales. Con base en esta información, se descarta para la investigación la estación citada, abarcándose entonces seis estaciones de monitoreo para el estudio.

TABLA 4.2 Evaluación del cumplimiento del monitoreo mensual

Identificación de la Estación	Estación	Porcentaje de datos mensuales disponibles por estación de monitoreo	
		Siete estaciones	Seis estaciones de monitoreo (con la eliminación de la estación Q. El Batán)
1	El Sena	68%	68%
2	El Trébol	68%	68%
3	Las Orquídeas	68%	68%
4	AJ. Q Batán	68%	68%
5	Q. El Batán	46%	-
6	DJ. Q Batán	69%	69%
7	El Trasvase	69%	69%

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Respecto a la continuidad en la medición mensual de cada uno de los parámetros (TABLA 4.3) esta se ha mantenido sobre el 80% de cumplimiento para el 47% de las variables, un 33% se encuentra en porcentajes mayores al 50%, y el 20% restante presenta una continuidad de monitoreo mensual menor al 50%.

TABLA 4.3 Disponibilidad de datos mensuales totales por variable

Porcentaje de datos mensuales disponibles a nivel global por variable																
T	OD (elec)	OD (W)	TDS	DBO	DQO	P-PO ₄	DET	N-NH ₃	N-NO ₃	AYG	CT	CT	CF	E-COLLI	SST	N - KJEL
°C	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	ufc/mL	NMP/100 mL	ufc/100 mL	NMP/100 mL	mg/L	mg/L
Estaciones 1-7																
87%	23%	67%	87%	86%	86%	83%	83%	82%	65%	64%	57%	19%	56%	19%	34%	20%
Estaciones 1-4; 6-7 (con la eliminación de la estación Q. El Batán)																
88%	25%	65%	87%	86%	86%	83%	83%	82%	63%	63%	56%	21%	55%	21%	36%	22%

Los valores marcados con **negrilla** corresponden a porcentajes de datos mensuales por parámetro menores al 50%.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En esta última categoría se encuentran parámetros como el OD (ele), CT (NMP/100mL) y E-COLI; no obstante, estas variables pueden sustituir datos vacíos de parámetros determinados bajo metodologías diferentes como OD (W) medido por fijación de oxígeno o CT (ufc/100mL) por filtración de membrana, o ser absorbidos por variables que contengan estos parámetros como lo es el caso de CF, que contiene a E-COLI con base en una conversión, por tanto, no se descartan en esta etapa.

En función de la continuidad de las mediciones, las variables SST y N-KJEL son desechadas del estudio, siendo que presentan porcentajes de mediciones mensuales en los seis años de apenas el 36% y 22% respectivamente (con la eliminación de la estación 5), según se indica en la TABLA 4.3.

Entonces como resultado de esta etapa se elimina del estudio la Estación Q. El Batán (5) y los parámetros SST y N-KJEL del total del set de datos.

4.1.2 CONFORMACIÓN DE LA BASE DE DATOS INICIAL

Una vez descartada la estación Q. El Batán (5) y las variables SST y N-KJEL por número insuficiente de monitoreos mensuales respecto al resto de estaciones, con base en el inventario inicial de la información; se eliminan los registros vacíos, set de datos que contenían un número insuficiente de parámetros medidos, registros duplicados y se promedian los datos de los registros diarios para un mismo mes y año. Con esto se consolida la base inicial de datos para el río Machángara para el periodo marzo 2002 – julio 2007 clasificados para las seis estaciones de monitoreo seleccionadas: El Sena (1), El Trébol (2), Las Orquídeas (3), AJ. Q. Batán (4), DJ Q. Batán (6), El Trásvase (7).

Las variables fisicoquímicas y bacteriológicas son 13: T, OD (bajo dos metodologías), TDS, DBO5, DQO, P-PO₄, DET, N-NH₃, N-NO₃, AcyG, CT (bajo dos metodologías), CF, E-COLI. El porcentaje de registros eliminados y promediados de la base de datos disponible fue alrededor del 8%. Esta base de datos inicial puede ser consultada en el ANEXO 2.

4.1.3 ANÁLISIS DE DATOS

La descripción de la base de datos inicial sin el tratamiento de las observaciones censuradas se detalla en el ANEXO 3. En el diagrama de cajas obtenido con el total de datos (ej. FIGURA 4.1), se observaron en general medianas similares a la media con distribuciones ligeramente asimétricas hacia la derecha en los parámetros T, P-PO₄, N-NH₃, AcyG., E-COLI, N-NO₃ y hacia la izquierda: OD (ele), OD(w), TDS, lo cual se visualizó en los histogramas respectivos, como por ejemplo el de la FIGURA 4.1. Se evidenciaron adicionalmente *outliers* en diferente grado, principalmente en los parámetros CT, CF (bajo la metodología de filtración de membrana) y AcyG.

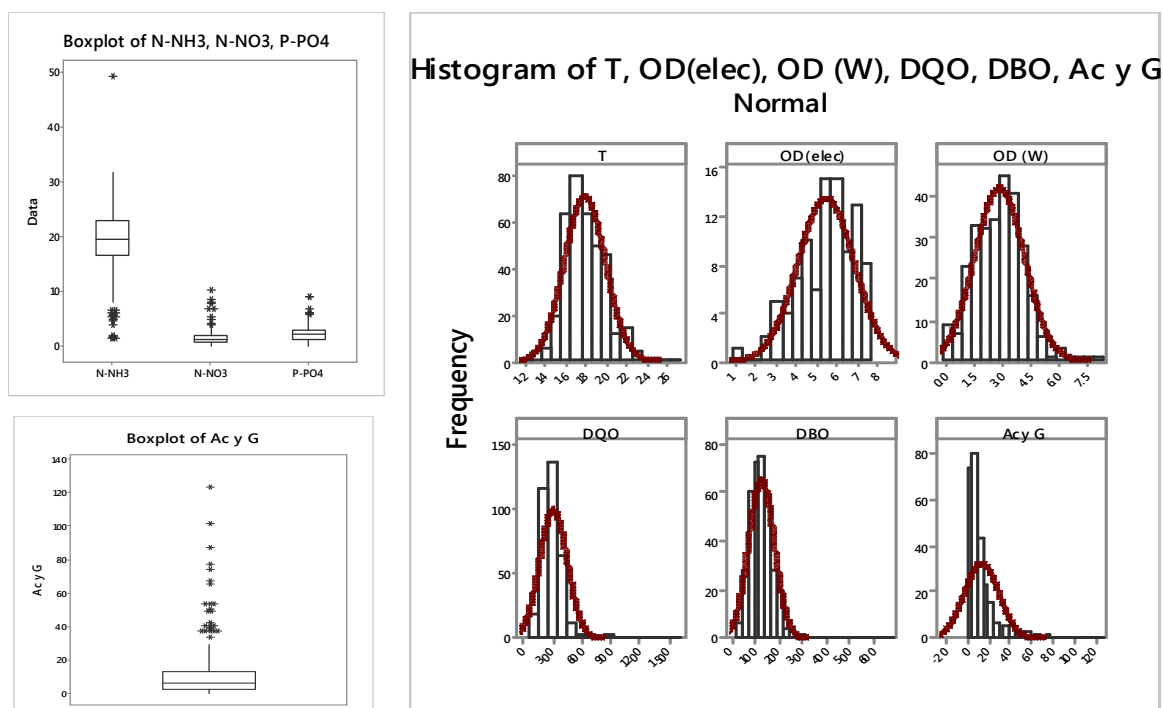


FIGURA 4.1 *Boxplot* e histograma datos globales, base inicial

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al analizar este diagrama por estaciones, como los de la FIGURA 4.2, se identificaron valores muy similares de sus medianas, así como en el grado de dispersión de los datos para todos los parámetros excepto los parámetros bacteriológicos, en prácticamente todas las estaciones. La presencia de posibles

outliers se hizo más evidente, especialmente en las variables CT, CF (MF), como se observa en la FIGURA 4.2. Los valores de la media, mediana, desviación estándar, coeficiente de variación se listan en el mismo ANEXO.

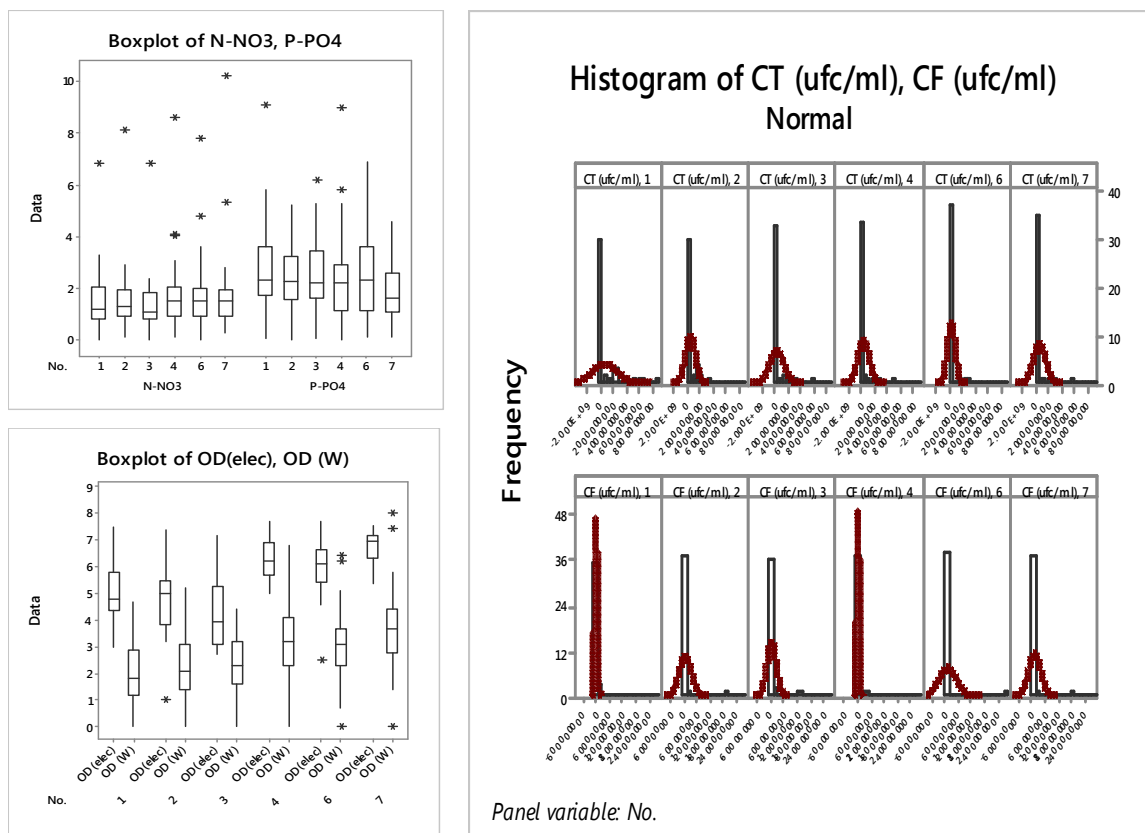


FIGURA 4.2 Boxplot e histograma por estación, base inicial

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Se evidenció adicionalmente diferencias de magnitud en los resultados al emplear las dos metodologías diferentes para la determinación del OD: la electrométrica y la de fijación de OD; estas son consideradas más adelante en la etapa de uniformización de variables.

Los resultados de los ensayos de normalidad (TABLA 4.4), mostraron que de las 15 variables analizadas cinco variables: OD (elec), OD (w), CT (NMP/100mL), T y E-COLI son las que más se ajustaron a una distribución normal en todas las estaciones (en orden descendente) excepto T en la estación 2, OD (elec) en la estación 6 (únicamente en el test de RJ) y E-COLI en la estación 3. CT y E-COLI

se ajustarían a esta distribución, pero en menor medida, al contrastar estos resultados con el histograma de frecuencias. Los parámetros DBO y PO4 se ajustaron también a la normal, pero en un menor número de estaciones respecto a las primeras variables.

TABLA 4.4 Pruebas de Normalidad AD y RJ, base inicial

#	Parámetro	Anderson-Darling Test (AD)							Ryan-Joiner (RJ) (similar to Shapiro Wilk)						
		Global	1	2	3	4	6	7	Global	1	2	3	4	6	7
		p-value							p-value						
1	OD (elect)	0.046	0.853	0.279	0.178	0.826	0.084	0.110	0.038	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	0.037	>0.100
2	OD(w)	0.125	0.373	0.768	0.586	0.440	0.229	0.241	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	0.086
3	CT(NMP/100ml)	0.014	0.077	0.590	0.059	0.075	0.565	0.112	0.082	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100
4	T	<0.005	0.280	<0.005	0.103	0.519	0.523	0.171	<0.010	>0.100	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100	<0.010
5	E-COLI (NMP/100ml)	0.022	0.849	0.430	<0.005	0.532	0.163	0.114	0.084	>0.100	>0.100	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100
6	DBO	<0.005	0.113	0.453	<0.005	0.509	0.528	<0.005	<0.010	0.049	>0.100	<0.010	>0.100	>0.100	<0.010
7	P-PO4	<0.005	<0.005	0.283	0.021	<0.005	0.116	0.026	<0.010	<0.010	>0.100	0.055	<0.010	0.088	0.073
8	DQO	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.570	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.026	<0.010
9	N-NH3	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.085	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.085
10	N-NO3	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
11	AYG	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
12	TDS (ele)	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.011	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.041
13	DET	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
14	CT (ufc/ml)	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
15	CF (ufc/ml)	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010

α 0.05 Global = Todos los datos ; Estaciones: 1= El Sena, 2= El Trébol, 3= Las Orquídeas, 4= A.J. Q. El Batán, 6= D.J. Q. El Batán, 7= El Trásvase

Si p-value $\geq \alpha$, Distribución Normal (valores en negrilla)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Las observaciones para el resto de las variables que representaron un 67% del total de variables medidas no se ajustaron a esta distribución en la mayoría de las estaciones (exceptuando NH₃ en la estación El Trásvase), con colas dirigidas hacia los valores altos. Se ratifica entonces esta distribución asimétrica muy común en datos ambientales (EPA, 2000; Mac Berthouex y Brown, 2002); en este caso las variables consideradas se ajustaron más a una distribución log normal de 3 parámetros.

4.1.4 MANEJO DE DATOS CENSURADOS

Al contrastar los datos marcados con color rojo en el ANEXO 2 con los límites de cuantificación de los parámetros de análisis (TABLA 3.2) se determinó que el 1,3% del total de datos registrados se encontraron bajo su límite de cuantificación, siendo el parámetro AcyG el que dispuso de mayores mediciones de este tipo.

Al analizar estos datos en cada una de las estaciones se observó que estos valores alcanzaron porcentajes iguales o menores al 1,6%. Las variables que presentaron datos censurados son AcyG, OD (w), N-NO₃ y P-PO₄. Al determinar los porcentajes de este tipo de datos por parámetro y estación, correspondieron a valores menores al 7%, excepto únicamente para AcyG que abarcó porcentajes entre el 8,7% (en la estación El Sena) y un poco más del 15% (17,4% en la estación El Tránsito); por tanto se aplicó la sustitución por DL/2, sugerida por la EPA (2000).

El porcentaje de variación de la media y de la desviación estándar en cada una de las estaciones con los datos censurados sin y con sustitución de DL/2 se muestran en la TABLA 4.5.

TABLA 4.5 Análisis de datos censurados por estación

Parámetro	Estación	DISTRIBUCIÓN NORMAL						DISTRIBUCIÓN 3-PARÁMETROS LOG NORMAL		
		MLE aplicada a datos censurados (1)		Sustitución de Datos Censurados con DL/2 (2)		% variación (2) respecto a (1)		MLE aplicada a datos censurados (1)	Sustitución de Datos Censurados con DL/2 (3)	% Variación (3) respecto a (1)
		Mean	Std. Dev.	Mean	Std. Dev.	% Mean	% Std. Dev.	Mean	Mean	% Mean
OD (w)	1	2.01651	1.10025	2.016	1.112	0.03%	-1.07%	2.01669	2.01665	0.00%
OD (w)	2	2.19628	1.12428	2.196	1.136	0.01%	-1.04%	2.19637	2.19636	0.00%
OD (w)	3	2.26012	1.00148	2.26	1.012	0.01%	-1.05%	2.26022	2.26018	0.00%
OD (w)	4	3.18352	1.22843	3.184	1.242	-0.02%	-1.10%	3.18351	3.1835	0.00%
OD (w)	6	3.1048	1.19771	3.105	1.211	-0.01%	-1.11%	3.10478	3.10477	0.00%
OD (w)	7	3.70054	1.42331	3.701	1.439	-0.01%	-1.10%	3.70046	3.70045	0.00%
NO ₃	1	1.44835	1.14227	1.448	1.155	0.02%	-1.11%	1.44529	1.44525	0.00%
NO ₃	2	1.55778	1.18331	1.558	1.197	-0.01%	-1.16%	1.53956	1.53956	0.00%
NO ₃	3	1.35724	1.04932	1.357	1.061	0.02%	-1.11%	1.34931	1.34924	0.01%
NO ₃	4	1.70444	1.35646	1.704	1.372	0.03%	-1.15%	1.6883	1.6883	0.00%
NO ₃	6	1.71949	1.25435	1.719	1.267	0.03%	-1.01%	1.70501	1.70498	0.00%
NO ₃	7	1.72667	1.52817	1.727	1.545	-0.02%	-1.10%	1.68607	1.68607	0.00%
ACy G	1	10.9934	13.1399	10.99	13.29	0.03%	-1.14%	12.0919	12.092	0.00%
ACy G	2	13.9246	21.9962	13.92	22.24	0.03%	-1.11%	14.5539	14.554	0.00%
ACy G	3	10.6491	13.5001	10.65	13.65	-0.01%	-1.11%	13.32	13.3209	-0.01%
ACy G	4	10.8456	13.559	10.85	13.71	-0.04%	-1.11%	11.302	11.373	-0.63%
ACy G	6	10.4596	16.8517	10.46	17.04	0.00%	-1.12%	11.8623	11.8628	0.00%
ACy G	7	11.9186	17.4323	11.92	17.62	-0.01%	-1.08%	12.512	12.6817	-1.36%
P-PO ₄	1	2.69015	1.59267	2.69	1.606	0.01%	-0.84%	2.68832	2.68832	0.00%
P-PO ₄	2	2.4051	1.31513	2.405	1.326	0.00%	-0.83%	2.40522	2.40522	0.00%
P-PO ₄	3	2.40836	1.38847	2.408	1.4	0.01%	-0.83%	2.41034	2.41034	0.00%
P-PO ₄	4	2.34809	1.57562	2.348	1.589	0.00%	-0.85%	2.34744	2.34744	0.00%
P-PO ₄	6	2.50418	1.51345	2.504	1.526	0.01%	-0.83%	2.50657	2.50657	0.00%
P-PO ₄	7	1.81559	1.01488	1.816	1.024	-0.02%	-0.90%	1.81682	1.81682	0.00%
negrilla:		3-parameter Weibull Distribution		Máximo (Abs.)		0.04%	1.16%			1.36%
MLE		Maximun likelihood estimation ; DL = Limit Detection								

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Como se muestran en la Tabla, los resultados para la distribución Normal dieron un porcentaje de variación máximo de la media del 0.04% y del 1.16% en la desviación estándar. Para la distribución 3 parámetros log Normal, la variación máxima de la media fue del 0.01%. Para el caso del parámetro AcyG se empleó la distribución de Weibull con 3 parámetros para las estaciones 4 y 7; la variación de la media al sustituir los datos censurados con DL/2 fue de 0,63% y 1,36% respectivamente. Al evidenciarse los porcentajes de variación mínimos determinados fue factible, por tanto, trabajar con la sustitución de los datos censurados con DL/2. Los registros sustituidos se identifican en el ANEXO 4.

4.1.5 ANÁLISIS DE VALORES ATÍPICOS

Una vez evaluados cada uno de los posibles valores atípicos u *outliers* identificados en el diagrama de cajas global (con todo el set de datos) bajo los criterios detallados en la metodología, se descartaron o corrigieron (este último en el caso que se identificaron errores de digitación) el 3,1% del total de posible *outliers* reconocidos con el diagrama de cajas, correspondiendo estos últimos al 7.1% del total de la base de datos. Estos valores pueden ser observados en el ANEXO 4.

En la base de datos uniformizada (ANEXO 5) se identifican los *outliers* eliminados que representaron el 0,2% del total de los datos de la base inicial; los *outliers* identificados y corregidos por error de digitación (0,1% de la base inicial), y los *outliers* detectados mediante los diagramas de cajas globales aplicados a CF, CT en la base de datos inicial. Estos últimos datos fueron dejados de considerarse como valores atípicos luego de que estas variables fuesen uniformizadas, correspondiendo estos datos a un porcentaje del 0,7% en la base de datos uniformizada.

4.1.6 UNIFORMIZACIÓN DE VARIABLES

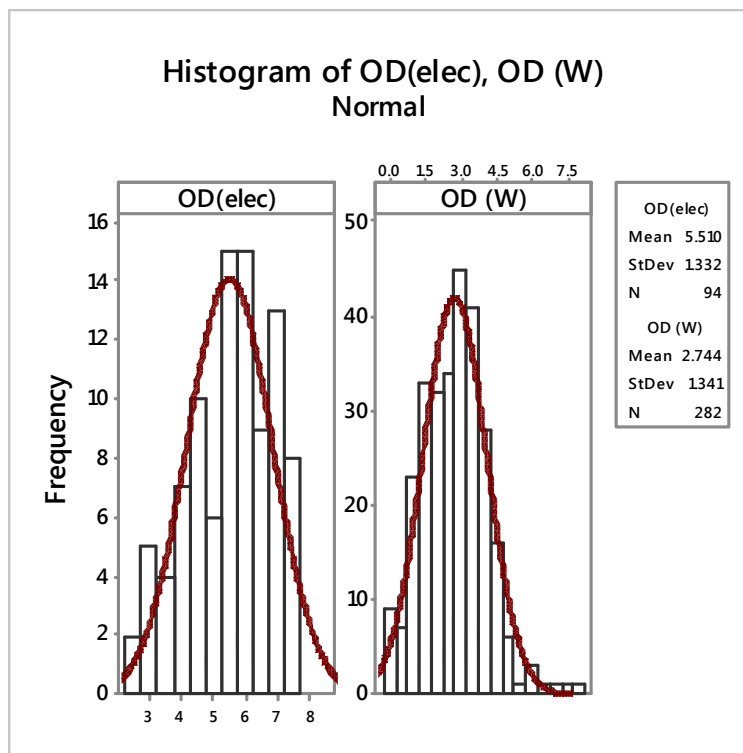
4.1.6.1 Oxígeno disuelto

En la FIGURA 4.3 se observa que la distribución de datos del OD, tanto para la medición mediante de fijación en campo OD(W) como por potenciometría OD(elec), se ajustó a una Normal, con valores similares de medias y medianas dentro de cada método e iguales desviaciones estándares entre las dos metodologías (1,3). No obstante, los valores numéricos de las medias o medianas y sus mínimos difieren sustancialmente.

Al calcular el porcentaje de variación de las mediciones efectuadas con OD (elec) vs. OD (w) simultáneamente sobre las mismas muestras, esta varió desde un 33% hasta valores mucho mayores al 100%, además, en más del 50% de los datos la variación fue mayor al 100%. Esto hizo que los valores de OD (elec) no sean equiparables a los del OD (w).

Con base en este resultado, se seleccionó el OD (W) como parámetro válido para la medición del OD y se descartó el OD(elec) para el llenado de registros faltantes del OD(W).

La base de datos con el parámetro OD(W) se muestra en el ANEXO 5.



Variable	Mean	StDev	Variance	CoefVar	Minimum	Median	Maximum
OD(elec)	5.51	1.3	1.776	24.18	2.5	5.635	7.7
OD (W)	2.7436	1.3	1.7979	48.87	0.025	2.8	8

FIGURA 4.3 Histograma y descriptores estadísticos OD

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.1.6.2 Método de conteo coliformes y conversión CF y *E. Coli*

En el método de conteo de coliformes se aplicó la relación lineal 1:1 propuesta por Gronewold y Wolpert (2008) a los datos de CT Y CF medidas en ufc/100 mL para ser expresada en un 100% de los datos como NMP/100 mL. Para la conversión de *E.coli* / CF se aplicó la relación de 0,84 propuesta por Hachich et al. (2012).

Una vez aplicados estos factores se revisó la coherencia de la información CT y CF tomando en cuenta que CT debe ser mayor o igual a CF. Con base en ello, se identificó un único registro contradictorio en la estación Las Orquídeas (CF=130000; CT=52000), el cual fue corregido (CF=13000; CT=52000) con base en el análisis del histórico de los datos para ese mes en las diferentes estaciones y

con valores similares de CT, así como aplicando un gráfico referencial de dispersión de CF vs CT con todo el set de datos.

La base de datos procesada o uniformizada se muestra en el ANEXO 5.

Es importante notar que, con la uniformización de CF, CT se alcanzó un importante porcentaje de datos mensuales disponibles de estas variables del 83% en la base de datos uniformizada para el periodo de muestreo marzo 2002 – julio 2007, en comparación con el 21% de CT (NMP/100mL) y 55% de CF (ufc/100mL) reportados en el inventario inicial (Capítulo 4.1.1, TABLA 4.3).

La base de datos luego de la uniformización quedó de la siguiente forma:

- Posibles *outliers* identificados según el diagrama de cajas global para cada parámetro: 6,4%.
- Datos censurados con la sustitución de DL/2: 1,4%
- Datos uniformizados: 8,1%.

4.1.7 LLENADO DE DATOS

Una vez uniformizada la base de datos se detectaron vacíos de información puntuales para todas las variables excepto T y OD(W); vacíos de datos consecutivos para las variables P-PO₄, DET, N-NH₃, en marzo-abril 2002; N-NO₃ en marzo-abril 2002 y mayo 2006 -julio 2007; AcyG en marzo-abril 2002 y junio 2006 -julio 2007; CF, CT en marzo-septiembre 2002 y mayo 2006 -julio 2007; y, OD(W) en mayo 2006 -julio 2007. A continuación, se exponen los resultados al llenar los vacíos de información.

4.1.7.1 Análisis estadístico descriptivo

En la TABLA 4.6 y TABLA 4.7 se muestran descriptores estadísticos de importancia para la base de datos procesada (ANEXO 5), previo a su llenado.

TABLA 4.6 Estadísticos descriptivos por estación, Cv < 70%.

Variable	No. Station	Mean	StDev	Cv (%)	Minimum	Maximum	Median
T (°C)	1	16.567	1.486	8.97	11.9	19.9	16.5
	2	17.174	1.966	11.45	13.5	23.2	16.6
	3	17.348	1.612	9.29	12.5	20.8	17.2
	4	18.726	2.232	11.92	13.1	23.1	18.6
	6	18.362	1.926	10.49	13.2	23.5	18.2
	7	18.889	2.002	10.6	14.7	27.2	19
	OD (W) (mg/L)	1	2.016	1.112	55.15	0.025	4.7
2		2.196	1.136	51.74	0.025	5.2	2.1
3		2.26	1.012	44.79	0.025	4.4	2.3
4		3.184	1.242	39.01	0.025	6.8	3.2
6		3.105	1.211	38.99	0.025	6.4	3.1
7		3.701	1.439	38.88	0.025	8	3.7
TDS ele (mg/L)		1	314.97	68.82	21.85	32	491
	2	302.4	78.2	25.87	61	554	296
	3	305.34	69.74	22.84	119	586	312
	4	292	75.12	25.73	30	495	303
	6	290.61	66.09	22.74	31	469	299
	7	261.58	59.87	22.89	103	415	257.5
	DQO (mg/L)	1	350.4	141.5	40.39	165	913
2		313.7	119.1	37.97	104	894	287
3		295.4	133.4	45.17	94	952	276
4		285.6	132	46.22	93	1009	258
6		302.8	92.8	30.64	105	660	302
7		245.8	138.2	56.21	87	949	214
DBO (mg/L)		1	143.66	47.68	33.19	26	298
	2	133.82	47.8	35.72	46	290	134
	3	118.85	48.77	41.03	36	270	117
	4	112.15	40.76	36.35	21	205	108
	6	116.46	43.18	37.08	34	243	117
	7	91.51	40.15	43.87	23	257	83
	P-PO ₄ (mg/L)	1	2.58	1.376	53.33	0.07	5.827
2		2.405	1.326	55.15	0.009	5.22	2.246
3		2.408	1.4	58.15	0.06	6.19	2.22
4		2.348	1.589	67.68	0.009	8.97	2.222
6		2.504	1.526	60.96	0.1	6.88	2.33
7		1.816	1.024	56.38	0.09	4.6	1.61
N-NH ₃ (mg/L)		1	21.238	5.565	26.2	1.77	29.75
	2	21.578	5.739	26.59	1.81	31.75	22.511
	3	19.895	5.623	28.26	1.58	28.75	20.75
	4	18.882	4.578	24.24	1.46	29.75	19.017
	6	18.665	4.667	25.01	1.46	31.25	18.75
	7	14.968	4.433	29.62	1.49	24.5	15.5

Cv > 175% **Alta dispersión** $70\% \leq Cv \leq 175\%$ *Dispersión promedio* Cv < 70% Baja Dispersión

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

TABLA 4.7 Estadísticos descriptivos por estación, $C_v \geq 70\%$.

Variable	No. Station	Mean	StDev	C_v (%)r	Minimum	Maximum	Median
DET (mg/L)	1	1.148	1.832	159.52	0.006	5.53	0.181
	2	1.059	1.69	159.64	0.019	5.189	0.161
	3	1.006	1.574	156.46	0.007	5.246	0.15
	4	0.924	1.404	151.91	0.025	4.273	0.182
	6	1.154	1.782	154.38	0.009	5.067	0.203
	7	0.62	0.925	149.22	0.006	3.358	0.191
	N-NO ₃ (mg/L)	1	1.448	1.155	79.76	0.025	6.8
2		1.558	1.197	76.82	0.1	8.1	1.3
3		1.357	1.061	78.19	0.025	6.8	1.1
4		1.704	1.372	80.48	0.1	8.6	1.5
6		1.719	1.267	73.71	0.025	7.8	1.5
7		1.727	1.545	89.5	0.3	10.2	1.5
AcyG (mg/L)		1	10.99	13.29	120.88	0.01	53
	2	11.5	15.15	131.7	0.01	87	7
	3	10.65	13.65	128.2	0.01	53	5
	4	10.85	13.71	126.43	0.01	74	7
	6	10.46	17.04	162.93	0.01	101	6
	7	11.92	17.62	147.88	0.01	77	6
	CF (NMP/100mL)	1	19503544	56314248	288.74	8000	2.8E+08
2		44805970	2.58E+08	575.48	11000	1.9E+09	2E+06
3		36828040	1.92E+08	521.06	8000	1.4E+09	240000
4		12883468	53784812	417.47	1000	3.9E+08	220000
6		54281436	3.67E+08	675.89	6000	2.7E+09	200000
7		38320089	2.45E+08	638.54	5000	1.8E+09	180000
CT (NMP/100mL)		1	4.77E+08	1.28E+09	267.41	64000	6.4E+09
	2	3.18E+08	7.11E+08	223.25	100000	3.6E+09	2E+07
	3	3.1E+08	1.02E+09	327.76	52000	6.2E+09	1E+07
	4	2.24E+08	7.88E+08	351.75	51000	4.9E+09	1E+07
	6	1.54E+08	5.6E+08	363.19	26000	3.2E+09	2E+07
	7	2.37E+08	8.51E+08	359.39	18000	5.3E+09	1E+07

$C_v > 175\%$ **Alta dispersión** $70\% \leq C_v \leq 175\%$ *Dispersión promedio* $C_v < 70\%$ Baja Dispersión

Se identifican para cada uno de los parámetros valores similares en todas las estaciones como se aprecia en la TABLA 4.6 y TABLA 4.7. Al analizar los C_v , variables como DET, N-NO₃, AcyG presentan un mediano grado de dispersión y, CF y CT un alto grado de dispersión. Esta información puede visualizarse de mejor forma en los diagramas de cajas (FIGURA 4.4).

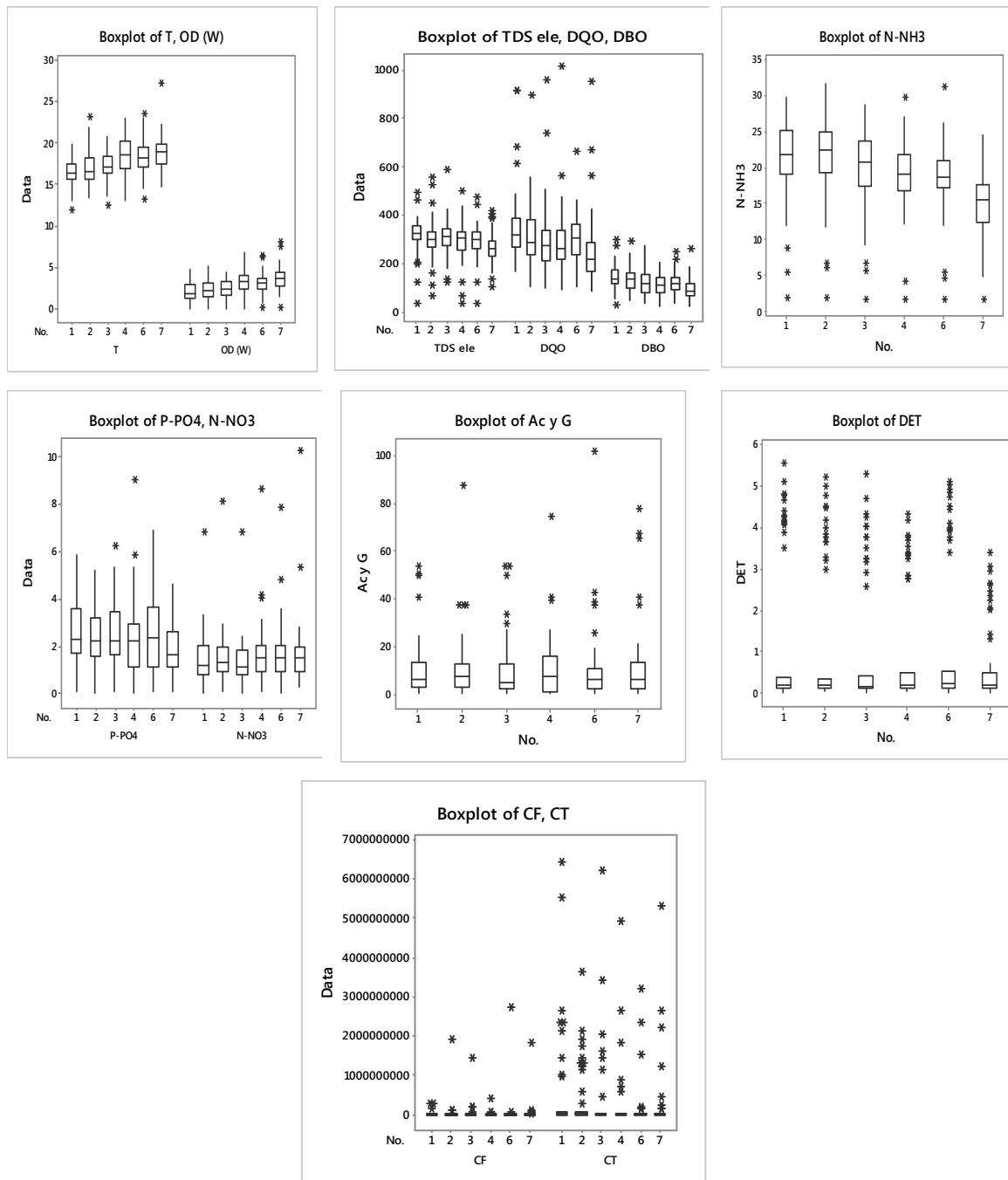


FIGURA 4.4 *Boxplots* por estación de monitoreo

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Los diagramas de cajas de la FIGURA 4.4 muestran la variabilidad espacial de las variables a lo largo de las estaciones de monitoreo; se aprecia que el comportamiento de cada una de ellas es muy similar a la de la estación próxima o anterior.

Al considerar adicionalmente la variable temporal invierno (1) y verano (2), se generan diagramas que sugieren una posible variabilidad significativa en la calidad del agua sobre las variables TDS ele, N-NH₃, AcyG, DET, P-PO₄, existiendo un mayor nivel de dispersión de los valores en invierno o verano. La influencia temporal para el resto de variables fue menor.

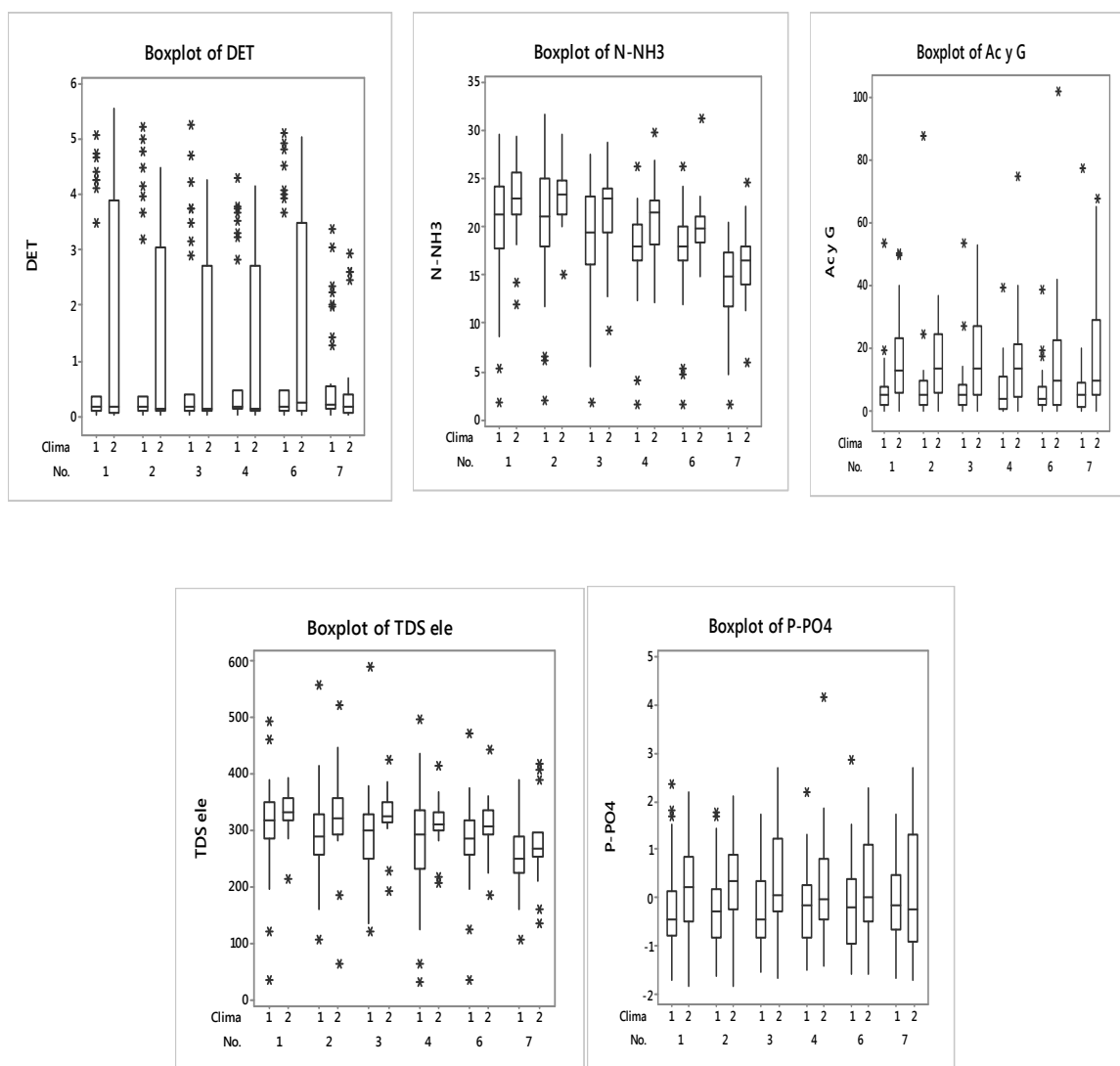


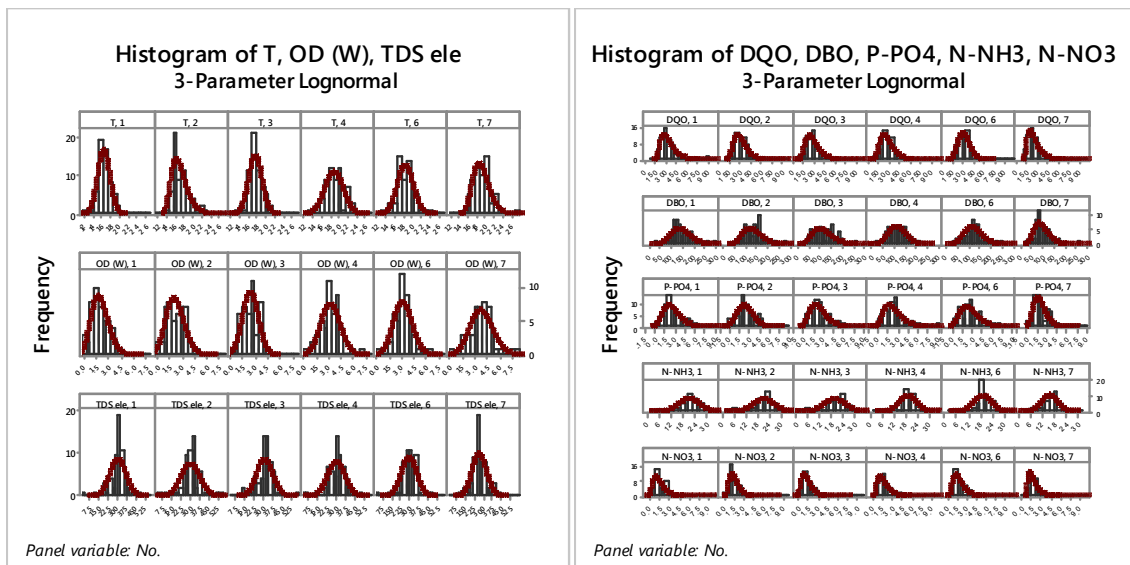
FIGURA 4.5 *Boxplots* con variabilidad espacial y estacional

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al graficar los histogramas de frecuencias se puede apreciar la distribución, la simetría y variabilidad de los datos. Claramente fueron observados sesgos en la

distribución de datos, respecto a un modelo de probabilidad normal prácticamente iguales a los de la base de datos inicial (la base sin tratamiento de *outliers*, datos censurados y uniformización, ANEXO 3 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DATOS INICIALES); esto era predecible puesto que el porcentaje de variación de los datos fue bajo, excepto para las variables CF y CT que con la uniformización dejaron de ajustarse a una Normal.

La distribución a la que se ajustan de mejor forma la mayoría de las variables es una Log Normal de 3 parámetros como se puede apreciar en los histogramas siguientes. Para los parámetros AcyG y DET, se dio un mejor ajuste con una distribución Weibull, obteniéndose similares resultados para una Weibull de 3 parámetros y Gamma.



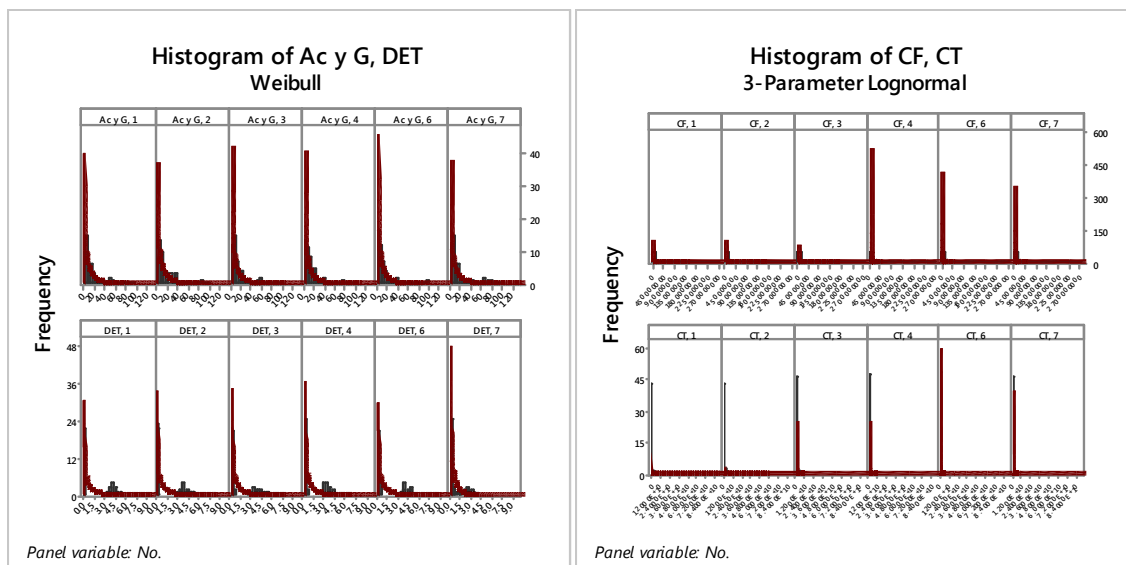


FIGURA 4.6 Histograma por estaciones

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al realizar los histogramas aplicando la variación temporal a cada una de las estaciones, se mantuvo la misma distribución de los datos tanto para los meses de invierno como verano, similar a la de la FIGURA 4.6.

Con base en los resultados de los *boxplot* e histogramas de frecuencia se puede apreciar una posible variación estacional para los parámetros TDS ele, N-NH₃, AcyG, DET y P-PO₄. En cuanto a la distribución de los datos, esta no se ajusta a una normal sino más bien a una de tipo log normal y es similar en las diferentes estaciones de monitoreo, tanto en los meses de verano como de invierno.

4.1.7.2 Tipo de distribución

Los test de normalidad ejecutados en la base inicial de datos (ANEXO 3) indicaron que alrededor del 67% de las variables medidas no se ajustaron a una distribución normal. Esto no difiere significativamente con la base de datos procesada, según los *p-value* obtenidos con una significancia de $\alpha=0,05$, listados en la TABLA 4.8.

TABLA 4.8 Test de Normalidad de AD y RJ, base procesada

#	Parámetro	Anderson-Darling Test							Ryan-Joiner (similar to Shapiro Wilk)						
		p-value							p-value						
		Global	1	2	3	4	6	7	Global	1	2	3	4	6	7
1	OD (W)	0.122	0.363	0.758	0.582	0.445	0.233	0.244	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	0.087
2	T	<0.005	0.280	<0.005	0.103	0.519	0.523	0.171	<0.010	>0.100	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100	<0.010
3	DBO	<0.005	0.113	0.453	0.151	0.509	0.528	<0.005	<0.010	0.049	>0.100	0.077	>0.100	>0.100	<0.010
4	P-PO ₄	<0.005	0.013	0.280	0.021	<0.005	0.116	0.026	<0.010	0.050	>0.100	0.055	<0.010	0.088	0.073
5	DQO	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.570	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.026	<0.010
6	N-NH ₃	<0.005	<0.005	<0.005	0.007	<0.005	<0.005	0.085	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.085
7	TDS ele	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.011	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.041
8	DET	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
9	N-NO ₃	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
10	Ac y G	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
11	CF	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
12	CT	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010

$\alpha = 0.05$ Global = Todos los datos ; Estaciones: 1= El Sena, 2= El Trébol, 3= Las Orquídeas, 4= A.J. Q. El Batán, 6= DJ. Q. El Batán, 7= El Trasvase

Si p-value $\geq \alpha$, Distribución Normal (valores en negrilla)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Los resultados alcanzados en los dos test (AD y RJ) son muy similares. De las 12 variables analizadas tres variables: OD (w), T y DBO son las que más se ajustan en orden descendente a una distribución normal en la mayoría de las estaciones, y P-PO₄, en un menor grado. La DQO se ajustarían a esta distribución únicamente en la estación 6 y el NH₃ en la estación 7. El resto de los parámetros no se ajustan a esta distribución. Esto representan que un 75% de las variables no se ajustan en su mayoría a la Normal. Se ratifica entonces el comportamiento no Normal de los datos, muy común en datos ambientales (EPA, 2000; Mac Berthouex y Brown, 2002), siendo que en este caso las variables consideradas se ajustan mejor a una distribución log normal de 3 parámetros (ver FIGURA 4.6).

Es importante notar que mientras a nivel de estaciones son varias las variables que se ajustan a una Normal, al analizar globalmente a todos los datos en su conjunto únicamente el OD(w) estaría ajustándose a este modelo. Esto implica que al analizar únicamente los datos globales se puede anular el comportamiento particular en cada una de las estaciones y por tanto no es lo adecuado.

4.1.7.3 Variabilidad estacional y temporal

Los resultados del diagrama de cajas (FIGURA 4.5) indicaron una posible influencia estacional en las variables TDS ele, N-NH₃, AcyG, DET y P-PO₄. Al aplicar el test de Spearman sobre los datos estandarizados, para evaluar una posible correlación estacional significativa ($\alpha = 0,05$) en cada una de las estaciones se obtienen los siguientes resultados:

TABLA 4.9 Test de Correlación de Spearman, variabilidad estacional.

Estación	DATOS ESTANDARIZADOS (por estación)											
	1		2		3		4		6		7	
Parámetro	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value
AcyG	0.401	0.006	0.374	0.011	0.375	0.011	0.323	0.031	0.262	0.082	0.288	0.052
N-NH ₃	0.244	0.065	0.259	0.05	0.263	0.048	0.347	0.008	0.284	0.029	0.208	0.114
TDS ele	0.251	0.051	0.276	0.033	0.335	0.008	0.219	0.09	0.207	0.11	0.207	0.113
P-PO ₄	0.237	0.073	0.289	0.026	0.266	0.042	0.166	0.21	0.172	0.193	-0.028	0.835
DQO	0.143	0.273	0.129	0.322	0.261	0.044	0.237	0.066	0.041	0.755	0.107	0.413
DBO	0.229	0.076	0.099	0.448	0.153	0.244	0.182	0.16	0.073	0.578	0.215	0.096
DET	-0.035	0.792	-0.093	0.485	-0.098	0.461	-0.111	0.402	0.074	0.577	-0.173	0.19
CF	0.114	0.418	0.079	0.568	0.082	0.556	0.02	0.888	0.159	0.251	0.021	0.878
T	-0.022	0.864	0.03	0.818	0.015	0.911	0.186	0.151	0.134	0.304	-0.063	0.629
OD(W)	-0.101	0.499	-0.025	0.868	-0.133	0.374	0.088	0.557	0.142	0.339	0.114	0.444
CT	-0.046	0.746	0.03	0.828	-0.048	0.731	-0.042	0.765	0.153	0.271	0.008	0.957
N-NO ₃	0.054	0.726	0.034	0.824	-0.039	0.797	-0.141	0.354	0.079	0.587	-0.056	0.717

Spearman rho ≥ 0.3

p-value ≤ 0.05 y Spearman rho ≥ 0.3

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Se observa que efectivamente como se observó en el diagrama de cajas (FIGURA 4.5), los parámetros AcyG, NH₃ y TDS ele presentan una correlación estacional en algunas de las estaciones de monitoreo, pero esta es baja ($r_s \leq 0,4$), descartándose el patrón estacional para el resto de variables. Al contrastar estos resultados con una correlación global (sin diferencia espacial), estos dieron como resultado únicamente una correlación baja significativa ($r_s \leq 0,4$) para la variable AcyG. De esta forma se ratifica la importancia del análisis local de los datos.

Por otro lado, para determinar patrones ascendentes o descendentes para las variables en cada estación, se aplica el test de Mann-Kendall con aproximación a la Normal y $\alpha=0,05$. Los resultados (TABLA 4.10) indican que existen ligeras tendencias temporales monótonas descendentes para las variables CT, CF y N-

NO₃ y, tendencias ascendentes para las variables DET, DQO, en la mayoría de las estaciones.

Esto puede observarse por ejemplo en la serie de datos de la estación DJ. Q El Batán (FIGURA 4.7). Las variables AcyG, DBO, TDS ele, T y N-NH₃ únicamente presentan un patrón ascendente en una estación.

Es importante acotar que para este ensayo fueron eliminados los registros correspondientes a los meses marzo 2002 - septiembre 2002, mayo 2006 - noviembre 2006 y enero 2007 - julio 2007 en todas las estaciones siendo que hubo vacíos de información para varias variables, así como fueron borrados registros puntuales que también contenían datos vacíos.

TABLA 4.10 Test de Mann-Kendall, variabilidad temporal.

Estación	DATOS ESTANDARIZADOS (por estación)					
	1	2	3	4	6	7
Parámetro	Z					
CT	-2.671	-4.127	-3.179	-2.818	-3.715	-3.340
DET	1.158	1.621	2.027	2.276	3.254	1.730
DQO	1.526	2.577	0.824	1.773	2.916	0.290
Ac y G	0.096	-0.219	0.145	0.291	2.274	-0.037
CF	-2.537	-2.445	-1.533	-1.547	-2.119	-1.876
DBO	-0.436	0.484	-0.680	1.145	1.670	0.896
P-PO4	0.695	0.835	0.890	0.176	1.246	0.133
TDS ele	1.131	0.919	1.753	1.082	0.847	1.525
T	0.532	1.708	0.878	0.516	0.521	1.296
N-NH3	0.368	0.969	0.811	1.773	0.363	0.859
OD(W)	-0.764	0.206	-0.420	-0.605	0.012	0.315
N-NO3	-1.217	-3.009	-2.479	-2.647	-1.505	-3.154
Z crítico (Z _{1-0,05})	1.645					

	No existe tendencia temporal monotónica
	Existe tendencia monotónica ascendente
	<i>Existe tendencia monotónica descendente</i>

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

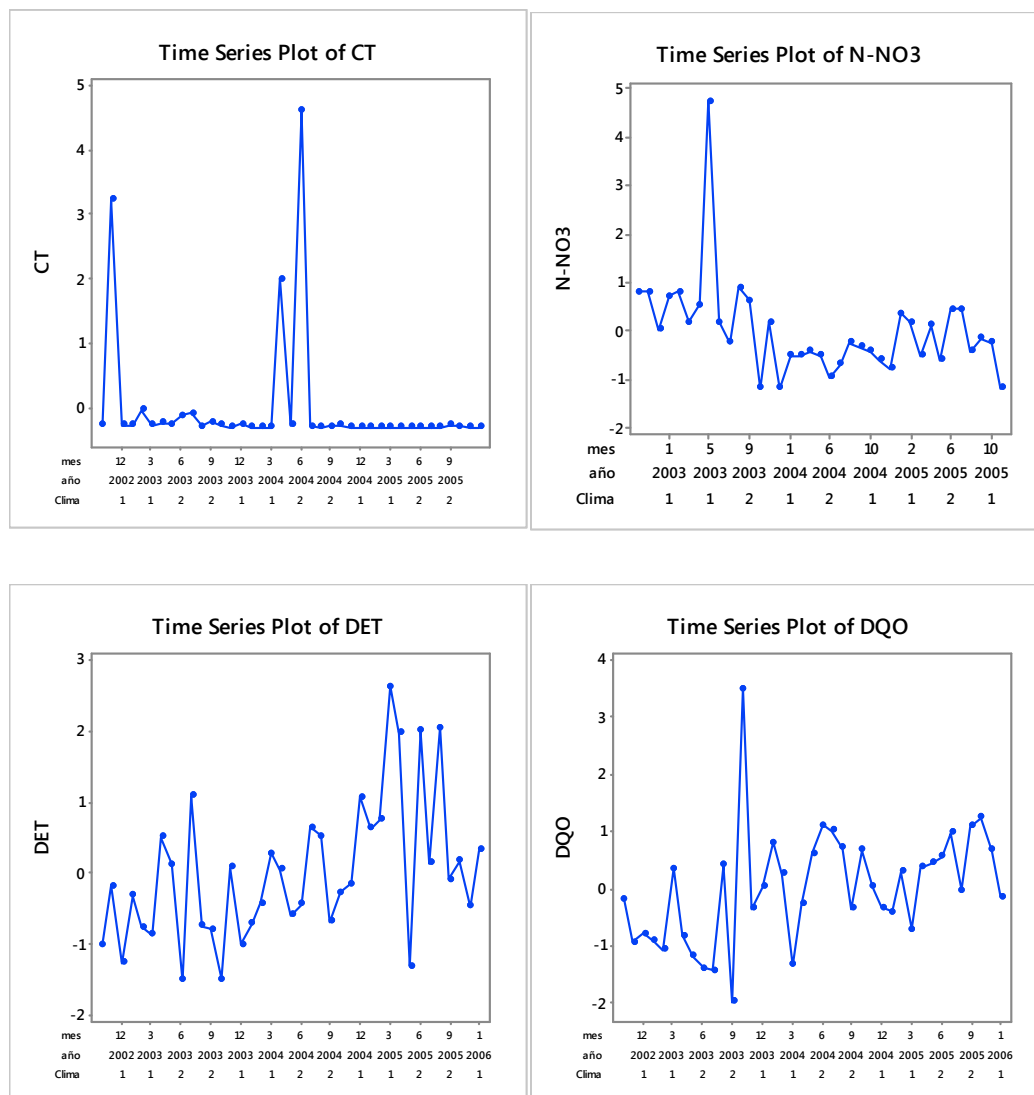


FIGURA 4.7 Series de Tiempo Estación D.J Q. El Batán (Estación 6)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Los resultados indican entonces que en general las variables medidas no presentan correlaciones estacionales invierno-verano excepto los parámetros AcyG, NH₃ y TDS ele en algunas de las estaciones de monitoreo, pero éstas son bajas. Por otro lado, en el histórico de datos en el periodo analizado octubre 2002 – enero 2006 existe una ligera tendencia descendente para las variables CT, CF y N-NO₃ y ascendente para las variables DET, DQO en la mayoría de las estaciones, excepto para el caso de AcyG, DBO, TDS ele, T y N-NH₃ que presentan un patrón ascendente en únicamente una estación.

4.1.7.4 Procedimiento de llenado de datos

Con base en el análisis de variabilidad espacial a través de los diagramas de cajas (FIGURA 4.4) donde se muestra similitud espacial a lo largo de las estaciones, con ligeros decrementos en los valores de TDS ele, DQO, DBO y NH_3 y valores prácticamente constantes de P- PO_4 , N- NO_3 , DET, AcyG, CF, CT, se llenan datos puntuales de las variables con los valores del parámetros de la estación anterior, previo análisis gráfico de la similitud del patrón temporal entre las dos estaciones, alrededor del punto de llenado.

Así, por ejemplo, en la FIGURA 4.8 se muestra la serie temporal de las dos estaciones consecutivas El Trébol (1) y El Sena (2), donde puede apreciarse la similitud de estas estaciones. El dato por llenado corresponde al mes de agosto-2003 en la estación uno.

El llenado de estos datos se realizó para todas las variables excepto T que no dispone de registros vacíos, OD (W) y DET. El porcentaje de llenado con esta sustitución representa un porcentaje del 0,3% del total de datos en esta base de datos definitiva y porcentajes menores al 1% del total de parámetro.

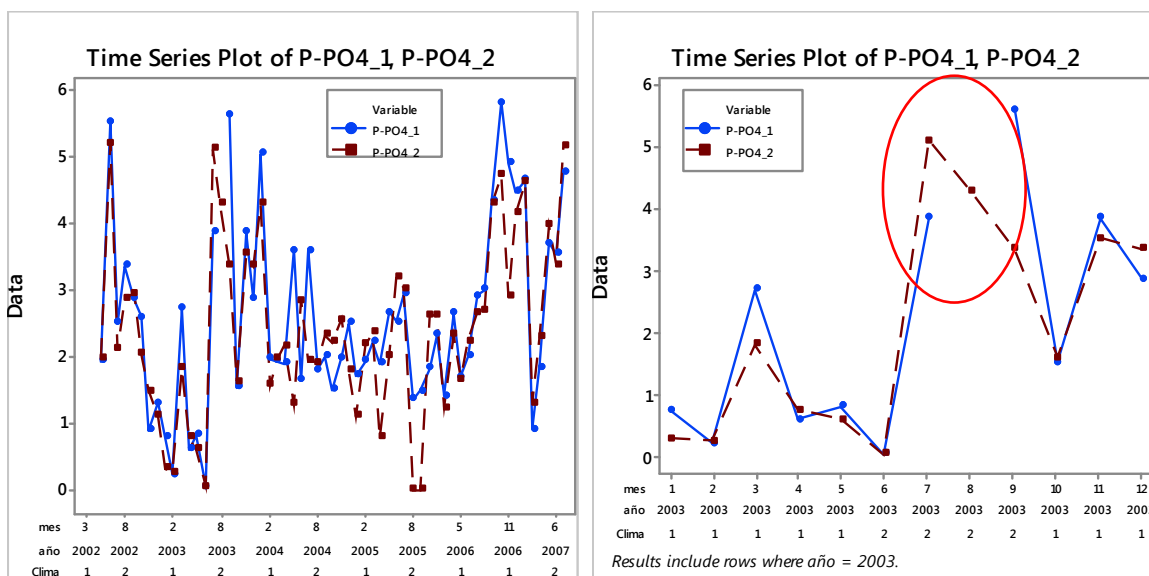


FIGURA 4.8 Serie temporal P- PO_4 El Sena (1) y El Trébol (2)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Para el caso de las variables que en ciertos periodos no contaron con datos en ninguna de las estaciones, que la tendencia temporal y estacional fue mínima o inexistente y el pronóstico es de mínimo alcance se aplica la media aritmética móvil. Esta se calcula con la longitud mínima posible para la cual haya un mejor ajuste de la tendencia. Para su aplicación se verifica que la nueva tendencia generada sea similar a la original y que el valor pronosticado sea acorde al patrón inicial, así por ejemplo esto puede visualizarse en la estación 1, para AcyG, en el mes de diciembre-2012, donde se aplicó una longitud de dos.

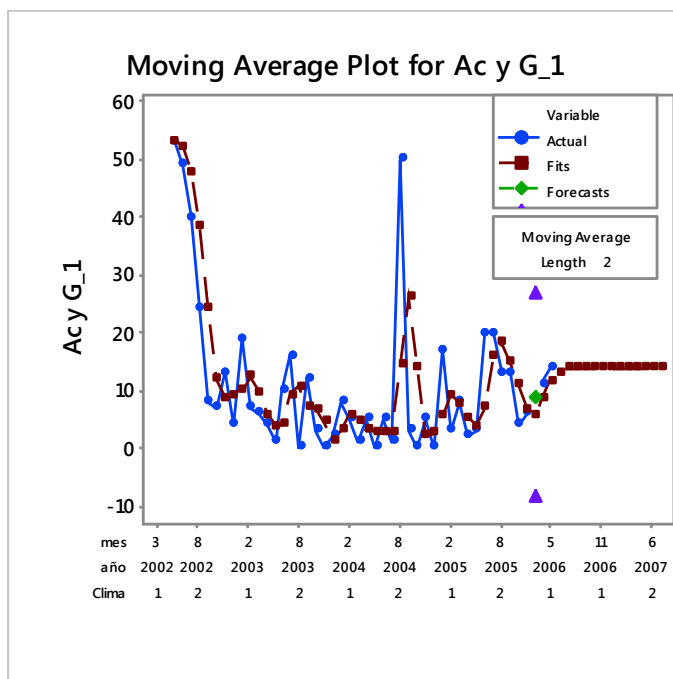


FIGURA 4.9 Media aritmética móvil AcyG estación El Sena (1)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Este pronóstico fue posible únicamente para el parámetro AcyG, que mostró vacíos puntuales en todas las estaciones simultáneamente. Este llenado representó un 2,5% del total de datos numéricos de esta variable en la base de datos definitiva y 0,2% respecto al total de datos.

En vista de que no se contó en forma sistemática con información consecutiva en todas las estaciones para las variables P-PO₄, DET, N-NH₃, en marzo-abril 2002;

N-NO₃ en marzo-abril 2002 y mayo 2006 -julio 2007; AcyG en marzo-abril 2002 y junio 2006 -julio 2007; CF,CT en marzo-septiembre 2002 y mayo 2006 -julio 2007; y, OD(W) en mayo 2006 -julio 2007, se procede a la eliminación definitiva de estos registros, quedando por tanto conFIGURAda la base de datos definitiva para el nuevo periodo de estudio comprendido entre octubre 2002 – enero 2006.

En adición, el parámetro TDS es reemplazado por el valor directo medido en campo conductividad (EC), según el factor de conversión empleado en los equipos de muestreo correspondiente a 0,6 (TABLA 3.2). Al evaluar los estadísticos descriptivos se observa que existen valores inusualmente bajo de EC tomando en cuenta los aniones medidos en estos registros, por tanto, se procede a una nueva revisión de este set de datos. Se detectan errores de tipeado y se procede a su corrección tomando en cuenta que existe similitud de los valores del resto de variables medidas en las otras estaciones. Los valores corregidos (cinco datos) representan un porcentaje del 1,4% de todos los datos de esta variable.

En el ANEXO 6 se lista la base de datos definitiva con la identificación de los valores pronosticados y corregidos de EC.

4.2 SELECCIÓN DE LAS VARIABLES QUE CONFORMAN EL ICA

4.2.1 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DESCRIPTIVO

4.2.1.1 Estadísticos descriptivos

En la TABLA 4.11 se muestran algunos de los parámetros estadísticos de importancia donde se resaltan los coeficientes de variación (CoefVar o CV, expresados en porcentaje) que representan el grado de dispersión de los datos a lo largo de las estaciones y entre diferentes parámetros para el periodo octubre 2002 - enero 2006.

En todas las estaciones se muestran valores similares para cada uno de los parámetros. Al analizar los CV se identifican variables como N-NO₃, AcyG con un

mediano grado de dispersión en todas las estaciones y en menor medida P-PO₄ (únicamente en dos estaciones), y, CF y CT con un elevado grado de dispersión. Se aprecia que las concentraciones de parámetros indicadores de contaminación como lo son DQO, DBO alcanzan valores altos al igual que contaminantes como N-NH₃, N-NO₃, P-PO₄, AcyG, y especialmente CF, CT. Estos contaminantes son característicos de descargas residuales domésticas e industriales.

TABLA 4.11 Estadísticos Descriptivos por estación de monitoreo

Estación	1	2	3	4	6	7	1	2	3	4	6	7
	T						OD (W)					
Mean	16.4	17.1	17.0	18.8	18.6	19.4	2.031	2.091	2.36	3.08	2.987	3.481
Minimum	11.9	13.5	12.5	13.1	13.2	16.3	0.025	0.025	0.5	1.1	0.7	0.025
Maximum	19.9	23.2	20.8	23.1	23.5	27.2	4.7	4.2	4.4	4.6	4.5	5.8
StDev	1.45	2.01	1.59	2.33	2.10	2.04	1.09	1.10	0.99	0.96	0.92	1.16
CoefVar	8.84	11.76	9.32	12.43	11.29	10.52	53.6	52.59	42.1	31.12	30.69	33.23
	EC						DQO					
Mean	189	178	182	180	178	159	335	300	284	290	304	262
Minimum	70	63	71	73	72	62	165	104	94	93	105	125
Maximum	295	311	352	297	281	249	913	894	952	1009	660	949
StDev	39.2	44.5	47.0	42.5	39.9	39.1	155.4	129.5	151.4	148.6	101.7	156.1
CoefVar	20.8	25.0	25.9	23.6	22.5	24.6	46.4	43.2	53.3	51.2	33.4	59.6
	DBO						P-PO ₄					
Mean	128	115	98	100	104	85	2.223	2.014	2.06	2.081	2.219	1.686
Minimum	26	46	36	21	34	23	0.07	0.009	0.06	0.009	0.1	0.09
Maximum	209	208	183	176	201	257	5.63	5.13	5.3	8.97	6.88	4.6
StDev	38.9	38.9	37.5	38.1	38.2	40.8	1.209	1.208	1.291	1.726	1.582	1.04
CoefVar	30.4	33.9	38.2	38.0	36.9	47.9	54.4	60.0	62.7	82.9	71.3	61.7
	DET						N-NH ₃					
Mean	0.139	0.134	0.155	0.152	0.171	0.164	21.71	22.119	20.276	19.318	18.982	16.139
Minimum	0.006	0.019	0.007	0.025	0.009	0.006	5.25	6	5.5	4	4.5	4.75
Maximum	0.35	0.344	0.406	0.484	0.446	0.472	29.75	31.75	28.75	29.75	31.25	24.5
StDev	0.090	0.077	0.102	0.096	0.106	0.106	5.513	5.736	5.726	4.461	4.678	3.985
CoefVar	64.8	57.1	65.7	62.8	62.0	64.8	25.4	25.9	28.2	23.1	24.6	24.7
	N-NO ₃						Ac y G					
Mean	1.499	1.598	1.394	1.75	1.688	1.795	7.89	8.53	8.4	9.36	7	7.63
Minimum	0.025	0.1	0.025	0.1	0.025	0.3	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Maximum	6.8	8.1	6.8	8.6	7.8	10.2	50	37	49	74	42	40
StDev	1.194	1.264	1.101	1.411	1.334	1.622	8.99	9.05	10.57	13.49	8.08	8.8
CoefVar	79.7	79.1	79.0	80.6	79.0	90.4	114.0	106.1	125.8	144.0	115.4	115.3
	CF						CT					
Mean	2E+07	55589250	4.5E+07	1.3E+07	7E+07	5E+07	6.2E+08	4.2E+08	4.1E+08	2.9E+08	2E+08	3.1E+08
Minimum	8000	11000	8000	1000	6000	5000	64000	100000	52000	51000	26000	18000
Maximum	3E+08	1.9E+09	1.4E+09	3.9E+08	2.7E+09	1.8E+09	6.4E+09	3.6E+09	6.2E+09	4.9E+09	3.2E+09	5.3E+09
StDev	6E+07	3E+08	2.2E+08	6.2E+07	4.3E+08	2.8E+08	1.4E+09	8.1E+08	1.2E+09	9.1E+08	6.5E+08	9.8E+08
CoefVar	317.3	539.3	492.7	486.3	613.3	573.8	233.4	193.5	286.9	312.2	330.8	314.0

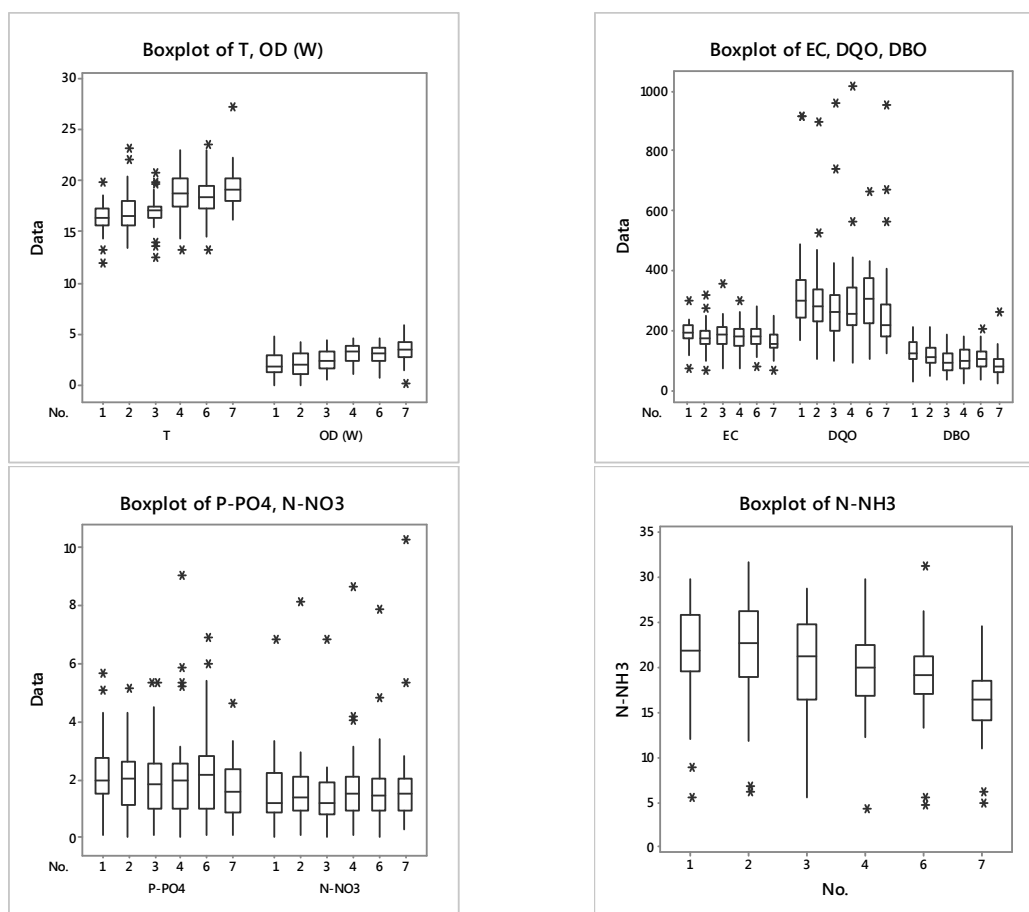
CV > 175% Alta dispersión 70% CV 175% Dispersión promedio CV < 70% Baja Dispersión

Unidades de medición: T(oC); EC (uS/cm); CT (NMP/100mL); CF (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.2.1.2 Visualización de los datos

Los diagramas de cajas visualizan la forma de la distribución subyacente de los datos, así diagramas de cajas con largos *whiskers* en su parte superior, como por ejemplo la variable P-PO₄ en la estación 6, AcyG muestran que la distribución se encuentra sesgada hacia altas concentraciones. Por otro lado, diagramas de cajas con una alta dispersión pueden indicar variaciones estacionales en la composición del agua, lo cual suele ocurrir por ejemplo en la conductividad, sin embargo, en este diagrama la variable (EC) no evidencia este comportamiento.



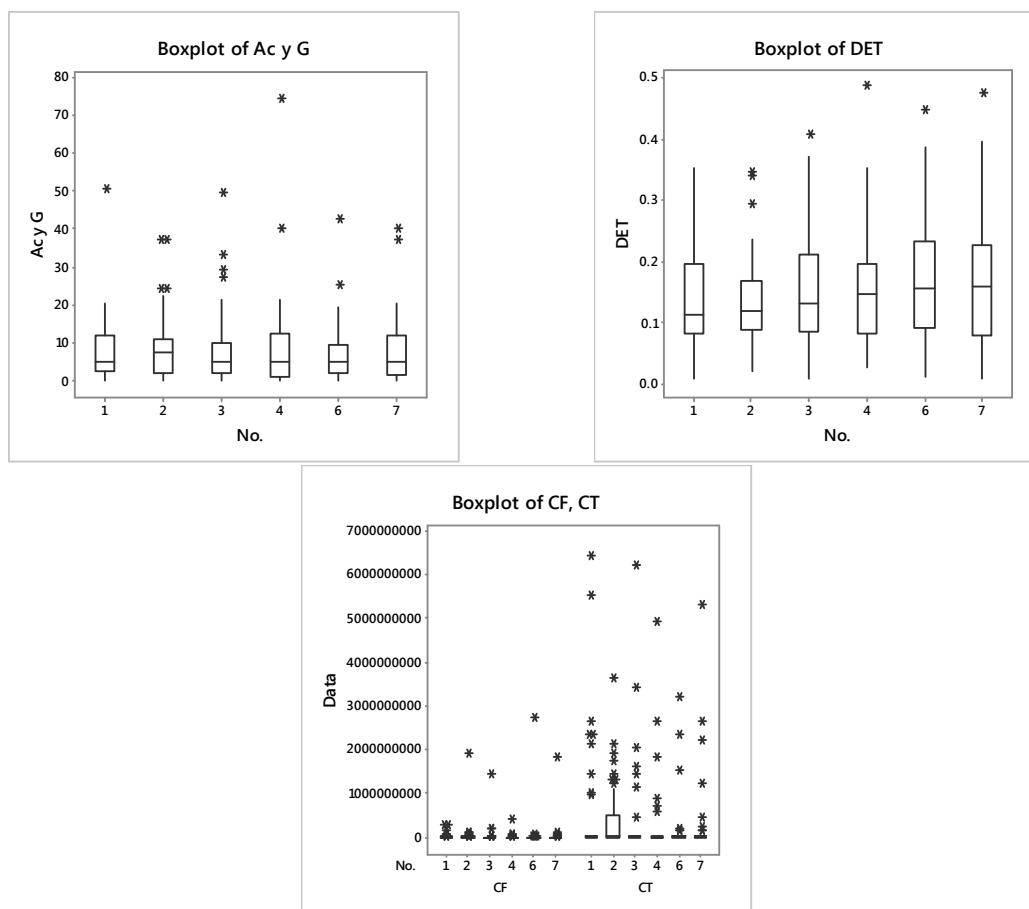


FIGURA 4.10 *Boxplots* por estación de monitoreo

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Estos diagramas muestran la variabilidad espacial de los datos, en general se aprecia ligeros incrementos en los valores de T y OD(w) a medida que el río avanza a lo largo de las estaciones de monitoreo, así como decrementos de los valores de EC, DQO, DBO y NH₃, lo que indicaría un mejoramiento de la calidad del río, sin embargo, los parámetros restantes P-PO₄, N-NO₃, DET, AcyG, CF, CT permanecen relativamente constantes.

Los niveles de fosfatos se atribuyen a las descargas municipales, siendo que estos son un importante componente de los detergentes, presentes en concentraciones similares en todas las estaciones. La presencia de nitratos suele deberse a contaminación difusa, debido al uso de fertilizantes en los cultivos, sin embargo, en este caso, debido a la morfología de las riberas, este uso sería mínimo; su presencia podría entonces estar más bien asociada a descargas industriales.

Respecto al amonio, este contaminante pudo originarse principalmente por la descomposición del nitrógeno de compuestos orgánicos tales como urea y proteínas procedentes de descargas domésticas. AcyG, CF y CT son variables características de descargas domésticas y su presencia constante pudo deberse a nuevas descargas localizadas a lo largo de las estaciones.

Al considerar adicionalmente el componente climático invierno (1) y verano (2), se generan diagramas que indican variabilidad temporal en la calidad del agua; se observa una posible influencia de la dilución en los meses de invierno especialmente sobre las variables EC, N-NH₃, P-PO₄, AcyG, DET. En estos casos existe un aumento en la dispersión de los valores en verano respecto al invierno (ej. AcyG) o variaciones en el rango de concentraciones. No se observa una importante influencia temporal para el resto de variables.

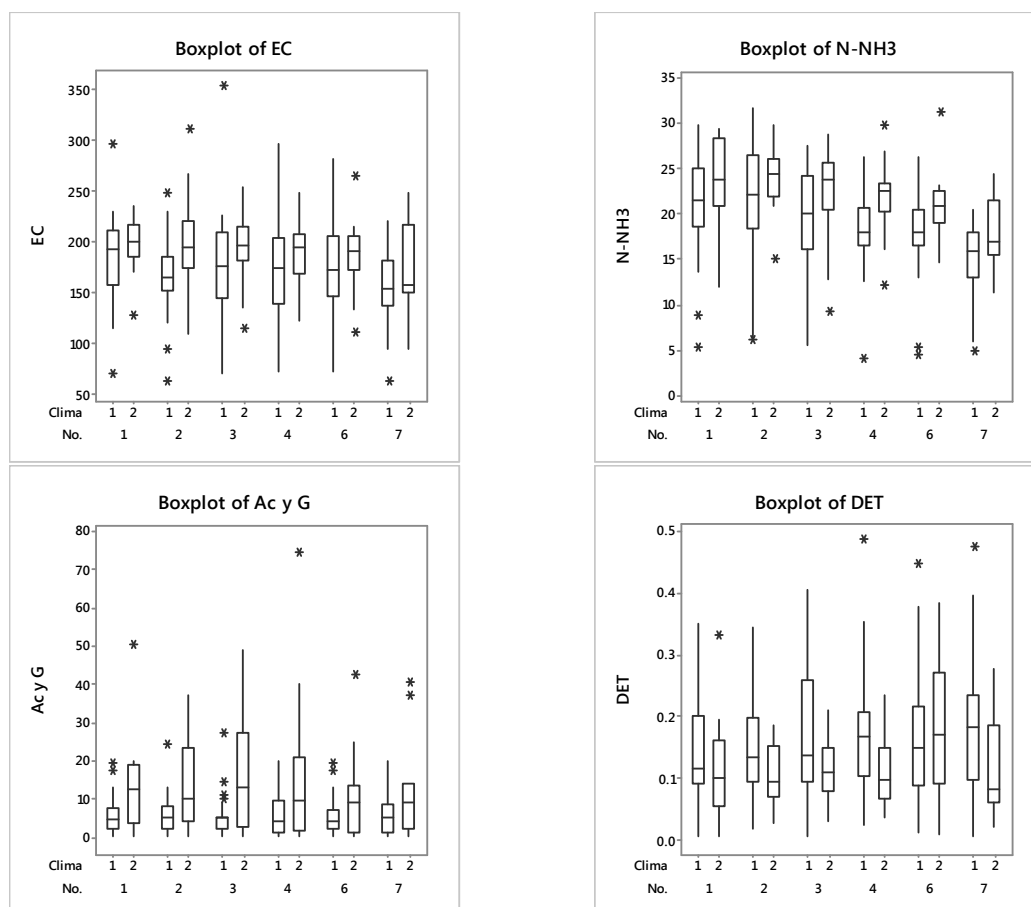


FIGURA 4.11 *Boxplots* con variabilidad espacial y estacional

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.2.1.3 Distribución de los datos

En el histograma de frecuencias sin y con variabilidad estacional se pudo apreciar sesgos en la distribución de datos respecto a una Normal. La distribución a la que se ajustaron de mejor forma la mayoría de las variables es una Log Normal de 3 parámetros, obteniéndose histogramas parecidos a los de la FIGURA 4.6. Para AcyG el ajuste fue mejor con una distribución Weibull. Este comportamiento de no Normalidad es muy común en datos ambientales (EPA, 2000; Mac Berthouex y Brown, 2002).

Los resultados del test de normalidad de AD y RJ mostrados en la TABLA 4.12 indican que alrededor de 40% de las variables medidas no se ajustarían a una distribución normal en forma significativa ($\alpha=0,05$). El test de RJ muestra un número menor de variables que se aproximan a una Normal en las diferentes estaciones respecto al de AD, pero los resultados son bastante similares para las variables OD, DBO, T y EC cuya distribución de los datos se aproximaría a una Normal en casi todas las estaciones (ver FIGURA 4.12).

TABLA 4.12 Test de Normalidad de AD y RJ por estación

Parámetro	Anderson-Darling Test						Ryan-Joiner (similar to Shapiro Wilk)					
	p-value						p-value					
	1	2	3	4	6	7	1	2	3	4	6	7
OD	0.356	0.440	0.477	0.265	0.551	0.295	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100
DBO	0.856	0.461	0.117	0.138	0.899	<0.005	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	>0.100	<0.010
T	0.121	0.071	0.026	0.762	0.375	0.089	0.057	0.038	0.058	>0.100	>0.100	<0.010
EC	0.022	0.047	0.123	0.425	0.328	0.110	0.025	0.050	<0.010	>0.100	>0.100	>0.100
DET	0.059	0.032	<0.005	0.113	0.133	0.142	0.100	0.021	<0.010	<0.010	>0.100	0.062
N-NH3	0.054	0.044	0.043	0.215	<0.005	0.303	0.033	0.026	0.046	0.036	<0.010	>0.100
P-PO4	0.059	0.698	0.031	<0.005	0.006	0.117	0.075	>0.100	0.036	<0.010	<0.010	>0.100
DQO	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	0.351	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.030	<0.010
N-NO3	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
AcyG	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
CF	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
CT	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010

$\alpha =$ 0.05 Estaciones: 1= El Sena, 2= El Trébol, 3= Las Orquídeas, 4= A.J. Q. El Batán, 6= D.J. Q. El Batán, 7= El Trasva

Si p-value $\geq \alpha$, Distribución Normal (valores en negrilla)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

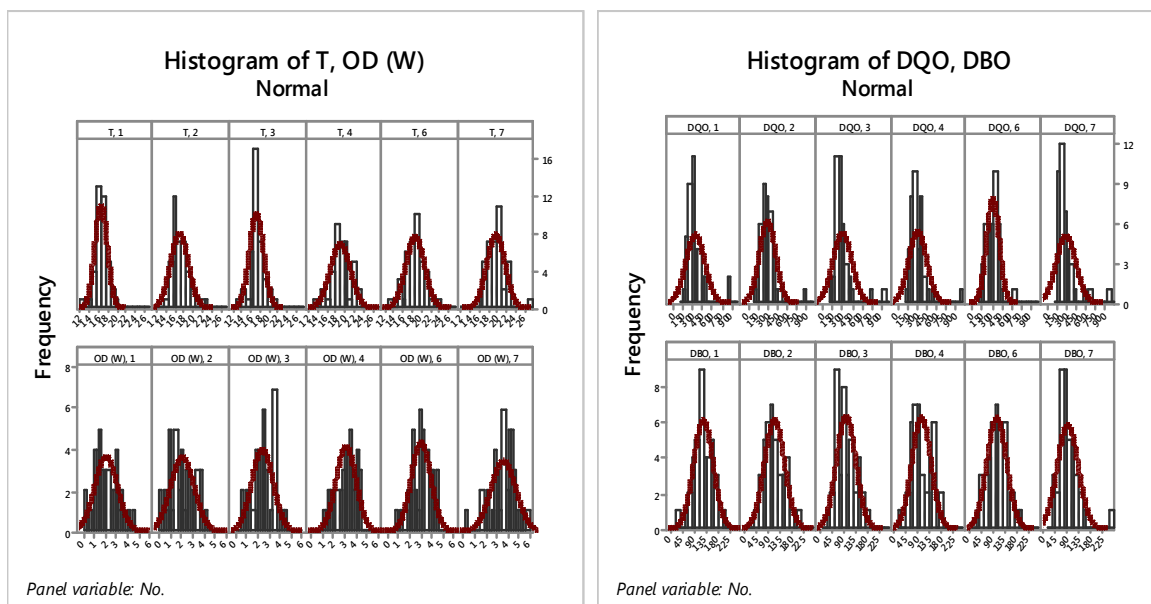


FIGURA 4.12 Histograma Normal T, OD, DQO y DBO

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Las variables DET, N-NH₃, EC y P-PO₄ se ajustaría a una Normal en al menos una estación por los dos métodos mientras que el resto de las variables no se ajustan a esta distribución bajo ninguno de los dos métodos (excepto DQO en la estación seis por el método de AD).

4.2.1.4 Variabilidad estacional y temporal

Al aplicar el test de Spearman sobre los datos estandarizados en cada estación para evaluar una posible correlación estacional invierno-verano significativa ($\alpha=0,05$), se obtienen los resultados listados en la TABLA 4.13. Se observa que efectivamente los parámetros AcyG, NH₃ y EC y adicionalmente T y DQO presentan una correlación estacional significativa en algunas de las estaciones de monitoreo, tal como lo sugerían los diagramas de cajas (FIGURA 4.11) pero esta es baja ($r_s \leq 0,4$), descartándose además una influencia importante del patrón estacional para el resto de las variables. Es importante tomar en cuenta sin embargo que este test evalúa únicamente relaciones monótonas (lineales o no).

TABLA 4.13 Test de Correlación de Spearman, variabilidad estacional.

Estación	DATOS ESTANDARIZADOS (por estación)											
	1		2		3		4		6		7	
	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value	Spearman rho	p-value
Ac y G	0.351	0.027	0.318	0.046	0.361	0.022	0.252	0.117	0.202	0.212	0.224	0.165
N-NH ₃	0.227	0.159	0.21	0.192	0.286	0.074	0.425	0.006	0.322	0.043	0.267	0.096
EC	0.184	0.255	0.385	0.014	0.203	0.208	0.128	0.433	0.163	0.315	0.175	0.28
T	0.149	0.359	-0.071	0.664	0.23	0.154	0.277	0.084	0.314	0.048	-0.014	0.931
DQO	0.147	0.367	0.274	0.087	0.291	0.069	0.392	0.012	0.137	0.399	0.307	0.054
OD (W)	-0.213	0.187	-0.069	0.674	-0.128	0.432	-0.177	0.273	-0.035	0.828	-0.116	0.476
DET	-0.194	0.231	-0.265	0.099	-0.234	0.146	-0.293	0.066	0.095	0.562	-0.312	0.05
P-PO ₄	0.156	0.336	0.173	0.287	0.236	0.142	0.13	0.424	0.158	0.329	-0.069	0.674
N-NO ₃	0.137	0.398	0.054	0.739	0.078	0.632	-0.118	0.467	0.168	0.3	0.043	0.794
DBO	0.071	0.664	0.024	0.885	0.071	0.664	0.168	0.301	-0.035	0.828	0.267	0.096
CF	0.005	0.977	0.017	0.919	0.024	0.885	-0.123	0.45	0.066	0.685	-0.057	0.728
CT	-0.095	0.562	0.031	0.851	-0.099	0.542	-0.151	0.351	0.092	0.572	-0.017	0.919

Spearman rho ≥ 0.3

p-value < 0.05 y Spearman rho ≥ 0.3

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

De entre las variables significativamente correlacionadas la variable AcyG exhibe el mayor número de estaciones donde hay una influencia estacional (en el 50% de las estaciones). Le siguen N-NH₃ (en el 33% de las estaciones) y EC, T y DQO, en apenas una estación (17%). Para el caso de AcyG se muestra un comportamiento particular, ya que su presencia en general suele relacionarse mucho más a descargas de aguas residuales como factor antrópico antes que a relaciones estacionales, sin embargo, en las estaciones correlacionadas se muestra prevalente el factor estacional.

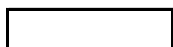
De estas variables AcyG y en menor medida NH₃ pueden ser entonces consideradas como las principales fuentes de la variabilidad estacional en la calidad del agua.

Por otro lado, las correlaciones no significativas de los parámetros OD(W), DET, P-PO₄, N-NO₃, DBO, CF y CT que representan el 58% de las variables medidas muestran la predominancia de la contribución de descargas residuales o factor antrópico respecto al componente estacional a lo largo del río.

Complementariamente a fin de determinar patrones ascendentes o descendentes para las variables en cada estación, se aplica el test de Mann-Kendall con aproximación a la Normal y $\alpha=0,05$.

TABLA 4.14 Test de Tendencias de Mann-Kendall, variabilidad temporal.

DATOS ESTANDARIZADOS (por estación)						
Estación	1	2	3	4	6	7
Parámetro	Z					
DET	1.690	1.993	2.214	2.599	3.472	1.515
EC	1.796	1.585	1.585	1.387	0.933	1.760
DQO	1.596	2.354	0.501	1.422	2.493	-0.082
AcyG	0.479	-0.094	0.165	0.375	2.541	-0.035
CT	-2.996	-4.209	-3.088	-2.786	-3.660	-3.182
CF	-2.962	-2.669	-1.610	-1.842	-2.181	-1.842
N-NO ₃	-1.519	-2.675	-1.987	-2.114	-1.519	-2.780
DBO	-0.653	0.478	-0.443	0.956	1.293	0.525
P-PO ₄	0.524	0.606	0.676	-0.082	1.014	-0.093
OD	-0.490	0.502	-0.234	-0.572	0.117	-0.105
T	0.128	1.213	0.397	0.035	0.070	0.828
N-NH ₃	-0.117	0.502	0.478	1.515	-0.058	0.630
Z crítico ($Z_{1-0,05}$)	1.645					



No existe tendencia temporal monotónica

Existe tendencia monotónica ascendente

Existe tendencia monotónica descendente

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Se identifican ligeras tendencias temporales monótonas descendentes y ascendentes, para las variables CT, CF y N-NO₃, DET, en al menos cuatro de las seis estaciones; EC, DQO y AcyG en máximo dos estaciones. El resto de las variables no presenta una tendencia significativa en el periodo de estudio.

Las variables CT, CF y N-NO₃ presentan una tendencia descendente en casi todas las estaciones. El patrón ascendente significativo para el parámetro DET es importante puesto que se presenta en cinco de las seis estaciones de monitoreo. Este comportamiento puede deberse a un aporte industrial importante puesto que, en contraste, la presencia de CF y CF asociadas a descargas domésticas, decrecen

en el tiempo. El resto de las variables no presenta tendencias temporales significativas.

4.2.2 JERARQUIZACIÓN DE VARIABLES Y AGRUPACIÓN DE SITIOS

4.2.2.1 Similitud espacial y agrupación de sitios

Al aplicar análisis clúster sobre los valores promedio de cada variable comprendidos entre el periodo octubre 2002-marzo 2006 estandarizados, en las seis estaciones de monitoreo, se genera el dendrograma representado en la FIGURA 4.13.

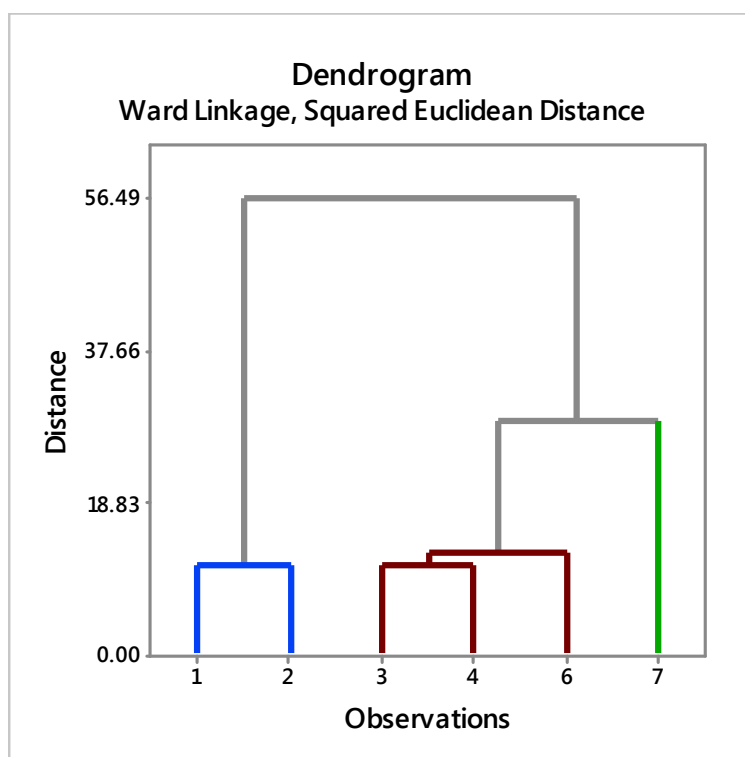


FIGURA 4.13 Dendrograma por estación de monitoreo

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Se seleccionaron tres grupos, el primero conformado por las estaciones de monitoreo 1 y 2; el segundo formados por las estaciones 3,4 y 6; y el tercero que corresponde a la estación 7.

Estos nuevos conglomerados pueden ser catalogados como de pésima (P), mala (M) y regular (R) calidad del agua (M), con base en la tendencia que muestran los centroides de las variables para cada conglomerado, especialmente parámetros como DQO, DBO, NH₃, CF, EC y OD(W). En cuanto a contaminantes específicos como DET y AcyG se aprecia que existe una reducción de la contaminación de AcyG mas no para DET, cuyo valor permanece prácticamente constante; este comportamiento fue visible de igual forma en los diagramas de cajas (FIGURA 4.10).

TABLA 4.15 Centroides Análisis Clúster

Clúster	T	OD (W)	EC	DQO	DBO	P-PO ₄
1	16.75	2.06	183.5	317.5	121.5	2.12
2	18.13	2.81	180.0	292.7	100.7	2.12
3	19.40	3.48	159.0	262.0	85.0	1.69
Clúster	DET	N-NH ₃	N-NO ₃	AcyG	CF	CT
1	0.14	21.92	1.55	8.2	4.95E+05	9.38E+06
2	0.16	19.53	1.61	8.3	2.30E+05	4.48E+06
3	0.16	16.14	1.80	7.6	1.89E+05	5.29E+06

T(°C); EC (uS/cm); CT, CF (NMP/100mL). El resto de los parámetros en (mg/L)

Datos generados con el software Statgraphics.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

El análisis del número de estaciones de monitoreo requeridas mediante la aplicación de esta herramienta es sumamente valioso, puesto que permite optimizar los recursos asignados a programas de control de calidad del agua; así en este caso particular a partir de las seis estaciones iniciales se han formado tres conglomerados con características internas similares y diferentes entre ellos.

Adicionalmente esta herramienta es sumamente útil para mejorar la comprensión de los datos y facilitar la toma de decisiones en análisis subsecuentes. En la Tabla siguiente se listan los principales parámetros descriptivos al agrupar la información por conglomerados.

TABLA 4.16 Estadísticos Descriptivos por conglomerados

Conglomerado	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Variable	T			OD (W)			EC		
Mean	16.7	18.1	19.4	2.061	2.809	3.481	183	180	159
Minimum	11.9	12.5	16.3	0.025	0.500	0.025	63	71	62
Maximum	23.2	23.5	27.2	4.700	4.600	5.800	311	352	249
StDev	1.8	2.2	2.0	1.088	1.002	1.157	42	43	39
CoefVar	10.6	11.9	10.5	52.8	35.7	33.2	22.9	23.9	24.6
Variable	DQO			DBO			P-PO4		
Mean	317	293	262	121	101	85	2.118	2.120	1.686
Minimum	104	93	125	26	21	23	0.009	0.009	0.090
Maximum	913	1009	949	209	201	257	5.630	8.970	4.600
StDev	143.2	134.9	156.1	39	38	41	1.205	1.532	1.040
CoefVar	45.1	46.1	59.6	32.4	37.4	47.9	56.9	72.3	61.7
Variable	DET			N-NH3			N-NO3		
Mean	0.136	0.159	0.164	21.9	19.5	16.1	1.548	1.611	1.795
Minimum	0.006	0.007	0.006	5.3	4.0	4.8	0.025	0.025	0.300
Maximum	0.350	0.484	0.472	31.8	31.3	24.5	8.100	8.600	10.200
StDev	0.083	0.101	0.106	5.6	5.0	4.0	1.223	1.287	1.622
CoefVar	60.8	63.2	64.8	25.5	25.5	24.7	79.0	79.9	90.4
Variable	Ac y G			CF			CT		
Mean	8.210	8.255	7.630	3.80E+07	4.25E+07	4.96E+07	5.18E+08	2.98E+08	3.12E+08
Minimum	0.010	0.005	0.010	8.00E+03	1.00E+03	5.00E+03	6.40E+04	2.60E+04	1.80E+04
Maximum	50	74	40	1.90E+09	2.70E+09	1.80E+09	6.40E+09	6.20E+09	5.30E+09
StDev	8.97	10.89	8.80	2.16E+08	2.79E+08	2.84E+08	1.17E+09	9.29E+08	9.81E+08
CoefVar	109.3	131.9	115.3	568.6	655.6	573.8	225.4	311.7	314.0

CV > 175% Alta dispersión

70% ≤ CV ≤ 175% Dispersión promedio

CV < 70% Baja Dispersión

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.2.2.2 Correlación de variables

Se realizó la correlación de Spearman entre los 12 parámetros medidos en cada una de las estaciones estandarizadas y por conglomerados. Se analizaron los resultados con un nivel de significancia $\alpha < 0,05$ y coeficiente de correlación de Spearman $r_s \geq 0,3$.

Se aplicó la siguiente escala de categorización para identificar las variables más correlacionadas desde el punto de vista del número de parámetros con los que se correlaciona: baja correlación, para porcentajes de hasta el 25% (correlación con tres variables); media correlación para valores mayores al 25% hasta el 50% y, alta correlación, para porcentajes mayores al 50% (correlación con un mínimo de seis variables).

Al sumar el número de estaciones donde se dió la correlación para cada variable, según la clasificación propuesta, se obtuvo el siguiente cuadro:

TABLA 4.17 Variables más correlacionadas en el total de estaciones

Variable	Número de estaciones correlacionadas en cada categoría		
	Correlación		
	Baja	Media	Alta
N-NO ₃	6	0	0
DET	6	0	0
CF	5	1	0
AcyG	5	1	0
DQO	4	1	1
OD (W)	4	2	0
DBO	4	2	0
P-PO ₄	3	3	0
T	3	3	0
CT	2	4	0
N-NH ₃	1	3	2
EC	1	3	2

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Las variables N-NO₃, DET, CF, AcyG, DQO, OD (W) y DBO presentan un bajo nivel de correlación entre variables ($\leq 25\%$) en al menos cuatro de las seis estaciones monitoreadas, mientras que para las variables P-PO₄, T, CT, N-NH₃ y EC existe niveles bajos de correlación en una a tres estaciones. Las variables que exhiben un mayor grado de independencia serían entonces N-NO₃ y DET, mientras que las variables más correlacionadas serían N-NH₃ y EC, siendo que estas últimas presentan inclusive correlaciones altas ($>50\%$) en dos estaciones.

En el grupo de las variables más correlacionadas P-PO₄, T, CT, N-NH₃ y EC, los resultados del test mostraron que P-PO₄ se relaciona en forma positiva (+) con EC y NH₃ en al menos cuatro de las seis estaciones; T se relaciona (+) con EC, P-PO₄, NH₃ en al menos 3 de las estaciones y con OD(W), en forma negativa (-) pero apenas en una estación; CT se relaciona (+) con CF en todas las estaciones. Se destaca por tanto la asociación (+) entre EC con PO₄ y NH₃, siendo que EC es una medida indirecta de sólidos disueltos; así también es importante la correlación (+) para todas las estaciones entre CT y CF, siendo que CF es parte del grupo microbiológico de CT. En adición es importante notar que la variable NH₃ no tiene ninguna asociación con la variable NO₃ en ninguna de las estaciones. Por otra parte, el hecho de que T no esté correlacionada negativamente en forma

significativa con OD(W) excepto en una única estación podría deberse a factores como insuficiencia en cuanto al tiempo de estabilización de la muestra antes de proceder a su medición o que definitivamente existe una influencia antrópica bastante fuerte que predomina sobre los procesos naturales. El detalle del nivel de correlación de cada variable por estación se muestra en la TABLA siguiente.

TABLA 4.18 Variables más correlacionadas por estación

		Número de parámetros correlacionados con cada variable													
		Estación													
		1		2		3		4		6		7			
EC	6	EC	3	EC	6	N-NH ₃	6	N-NH ₃	4	CT	4				
DQO	6	N-NH ₃	3	N-NH ₃	6	P-PO ₄	5	T	4	EC	2				
N-NH ₃	4	CT	3	OD (W)	4	DQO	4	EC	3	CT	2				
OD (W)	4	DQO	2	DBO	4	EC	3	CT	3	DBO	2				
CT	3	OD (W)	2	P-PO ₄	4	T	3	P-PO ₄	3	CF	2				
DBO	3	N-NO ₃	2	T	4	OD (W)	2	OD (W)	2	P-PO ₄	2				
CF	3	DBO	1	AcyG	3	CT	1	CF	2	N-NO ₃	2				
P-PO ₄	2	CF	1	CT	2	DBO	1	N-NO ₃	2	N-NH ₃	1				
N-NO ₃	1	P-PO ₄	1	DQO	1	CF	1	DBO	1	AcyG	1				
AcyG	1	AcyG	1	CF	1	N-NO ₃	0	DET	1	T	1				
T	0	T	1	N-NO ₃	0	AcyG	0	DQO	0	DET	1				
DET	0	DET	0	DET	0	DET	0	AcyG	0	OD (W)	0				

Nivel de Correlación  Bajo (0% - 25%)  Medio (>25% - 50%)  Alto (>50%)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la TABLA 4.18 se muestran diferentes números de parámetros correlacionados para cada variable en cada una de las estaciones; así, el parámetro DET es el que tiene un menor número de parámetro correlacionados en todas las estaciones (máximo un parámetro). Se observa que para el caso de la estación 7 casi todos los parámetros tienen un nivel de correlación entre variables bajo, diferenciándose así del resto de estaciones. Este comportamiento es acorde con los resultados del análisis clúster, donde se formó un conglomerado independiente correspondiente únicamente a esta estación.

Al realizar las correlaciones para los tres conglomerados: P (estaciones 1 y 2), M (estaciones 3, 4 y 6) y R (estación 7), conformados según el análisis clúster, se obtienen los resultados siguientes:

- Las variables menos correlacionadas o más independientes respecto a los otros parámetros son las mismas que en la correlación por estaciones exceptuando DQO y OD(W) que en este caso pasan a la categoría de mediana correlación; por tanto, estas corresponden a N-NO₃, DET, CF, AcyG, y DBO.
- Las variables que muestran mayor asociación con otras variables son las mismas que para el caso de la correlación por estaciones: N-NH₃ y EC.
- Las variables P-PO₄, T y CT inicialmente categorizadas como medianamente correlacionadas, con la formación de conglomerados pasan a formar el grupo de baja correlación, en rango de 0% - 25% de parámetros correlacionados con la variable de análisis.
- P-PO₄ correlaciona con N-NH₃ (+) en los grupos 1 y 2 pero difiere respecto al grupo 3; N-NO₃ correlaciona con DQO (-) en los grupos 1 y 2 pero difiere respecto al grupo 3. Por tanto, no existen correlaciones significativas entre P-PO₄, N-NO₃ y NH₃ en los 3 grupos simultáneamente.

En la TABLA 4.19 se muestra el detalle del grado de correlación de cada variable con el resto de los parámetros al aplicar el análisis por clústeres.

TABLA 4.19 Variables más correlacionadas por conglomerado

	Número de Variables correlacionadas		
	Grupo		
	1	2	3
OD (W)	3	3	CT 4
EC	3	3	DBO 2
DQO	3	3	P-PO ₄ 2
N-NH ₃	3	3	N-NO ₃ 2
DBO	2	2	CF 2
P-PO ₄	1	1	EC 2
N-NO ₃	1	1	DQO 2
CF	1	1	T 1
CT	1	1	DET 1
T	0	1	AcyG 1
DET	0	0	N-NH ₃ 1
AcyG	0	0	OD (W) 0

Nivel de Correlación ■ Bajo (0% - 25%) ■ Medio (>25% - 50%) Alto (>50%)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

El nivel de correlación de las variables con otras es el mismo tanto para los grupos 1 y 2 divergiendo respecto al grupo 3, correspondiente a la estación 7. En todos los casos se alcanzan correlaciones con las variables hasta del 50%, es decir asociaciones de una variable hasta con cinco variables.

Al considerar las variables más correlacionadas en los grupos 1 y 2: OD(W), EC, DQO, y N-NH₃, los resultados de los ensayos revelan que el OD(W) se relaciona (-) con EC, DBO y NH₃; EC se relaciona adicionalmente (+) con DQO. Por otro lado, DQO se relaciona (+) con DBO en los 3 grupos; con EC (+) y N-NO₃ (-) en los grupos 1 y 2; y, con P-PO₄ (+) en el grupo 3. Todos estos resultados son coherentes con la definición de cada indicador y las interrelaciones que se presentan entre estas variables. No obstante, la no asociación de OD(W) con T es una constante en todas las estaciones al igual que la no correlación de N-NO₃ con N-NH₃.

En cuanto al grupo 3, CT se relaciona significativamente (-) con EC, DET y con N-NO₃ (+) y CF (+). Esto se explicaría por el hecho que varios iones expresados a través de EC, así como contaminantes específicos, en este caso DET, podrían interferir en el desarrollo bacteriano, mientras que los N-NO₃ se asocian a disponibilidad de nutrientes que promueven su desarrollo. CF está directamente relacionada a CT siendo que es un subgrupo de este último.

Resumiendo la información sobre las correlaciones a nivel de estaciones (TABLA 4.17, TABLA 4.18) y conglomerados (TABLA 4.19), en general se observan bajos niveles de correlación entre las variables (referidas al número de variables con que una parámetro correlaciona), no obstante se destacan las siguientes relaciones:

- CT correlaciona con CF (+) en todas las estaciones y a nivel de conglomerados.
- DQO correlaciona con DBO (+) en todas estaciones (excepto la estación 6) y a nivel de grupos.
- DQO correlaciona adicionalmente con EC (+) y N-NO₃ (-) en los grupos 1 y 2, pero difiere en el grupo 3: allí correlaciona significativamente con P-PO₄.

- El OD(W) correlaciona con EC, DBO, N-NH₃ (-) y con DQO (+) en los grupos 1 y 2, sin embargo, en el grupo 3 OD(W) no correlaciona significativamente con ninguna variable.
- En el conglomerado 3, únicamente la variable CT presentó correlaciones significativas de nivel medio (-) con EC, DET y (+) con N-NO₃ y CF.
- Variables como N-NO₃, DET, CF, AcyG y DBO se muestran como las menos correlacionadas o representan a las más independientes.

En función de todos los elementos expuestos, en el análisis por estaciones y grupos las variables más correlacionadas (correlación media) son EC y NH₃, asociadas en forma significativa principalmente con P-PO₄ (+) y con OD (-). Variables como N-NO₃, DET, CF, AcyG y DBO se muestran como las menos correlacionadas o independientes, mientras que variables como OD y DQO se muestran menos correlacionadas en el análisis por estaciones y mayormente correlacionadas en el análisis clúster.

Este comportamiento supone una alta influencia antrópica que interfiere en los procesos naturales. Se destaca que las variables CT y DQO pueden ser descartadas de la configuración del índice de calidad siendo que están correlacionadas con CF (+) y DBO (+) a nivel de grupos en todos los casos.

4.2.2.3 Análisis de componentes principales

Evaluación de la Homogeneidad de Varianza

Como requisito previo para la aplicación de PCA/FA se aplica el test de Levene de homogeneidad de varianzas para evaluar la existencia de relaciones significativas entre las variables.

Los resultados del test de Levene aplicados con un valor de $\alpha=0,05$ sobre los datos estandarizados por estaciones y clústeres, indican que a nivel de estaciones en el punto de monitoreo 1 se mantiene la hipótesis nula de que todas las varianzas son iguales (H_0), mientras que para el resto de las estaciones se detecta al menos una

varianza diferente (hipótesis alterna, H_1). En contraste, a nivel de grupos para todos los casos se cumple H_1 , y, por tanto, se procede al PCA bajo esta configuración.

Determinación de los Componentes Principales

A fin de identificar las variables principales que logran reducir la dimensionalidad del set de datos abarcando la mayor variabilidad posible del conjunto total de los datos se aplica el PCA con las 12 variables.

En la matriz de correlaciones resultante del PCA a nivel de clústeres, al seleccionar los valores propios o *eigenvalues* >1 y procurando que se cubra la varianza total del conjunto de datos a valores cercanos al 70%, se forman cinco componentes para los grupos 1 y 2 y seis componentes para el grupo 3, cubriendo un 66%-78% de la varianza total (TABLA 4.20, *Cumulativ*).

Los valores de la Tabla marcados con negrilla corresponden a los coeficientes de los *eigenvectors* con valores cercanos o mayores de 0,5, cuyas variables son las que más peso tienen para cada PC. Estos factores corresponden a las correlaciones de las variables con cada PC.

TABLA 4.20 PCs por conglomerados

Variable	Eigenvectors															
	Grupo 1					Grupo 2					Grupo 3					
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
T	0.296	-0.149	0.126	-0.31	-0.348	0.363	0.233	-0.063	-0.147	0.072	0.247	0.31	0.19	-0.209	-0.41	-0.101
OD (W)	-0.419	-0.013	0.339	0.066	-0.208	-0.36	0.026	0.159	-0.345	0.03	0.024	0.225	0.238	0.22	-0.514	0.303
EC	0.407	-0.175	0.149	0.189	-0.08	0.487	0.09	0.167	0.032	0.016	0.328	0.492	-0.192	-0.086	0.249	-0.027
DQO	0.093	0.575	-0.178	-0.175	0.071	0.068	-0.392	-0.528	0.181	-0.163	-0.33	0.038	0.488	0.22	0.342	-0.182
DBO	0.364	0.255	-0.207	-0.417	-0.002	0.258	-0.295	-0.193	0.519	0.282	-0.188	0.25	0.56	-0.18	-0.117	-0.272
P-PC4	0.365	0.078	-0.021	0.24	-0.205	0.401	-0.024	0.064	-0.276	-0.349	-0.061	0.162	0.065	0.669	0.282	0.211
DET	-0.029	-0.32	0.281	-0.179	-0.414	0.006	0.093	0.505	0.514	-0.081	0.326	-0.099	-0.204	0.407	-0.225	-0.197
N-NH3	0.504	-0.217	0.07	0.149	0.016	0.475	0.158	0.147	-0.075	-0.072	0.196	0.595	-0.015	-0.032	0.282	0.194
N-NO3	0	-0.426	-0.139	-0.521	0.295	-0.084	0.409	0.09	0.231	0.506	-0.081	-0.141	0.106	-0.325	0.109	0.757
Ac y G	0.169	-0.083	0.367	0.241	0.674	0.176	-0.074	-0.177	-0.367	0.67	0.225	-0.111	0.035	-0.298	0.373	-0.279
CF	0.002	-0.114	-0.532	0.468	-0.218	0.01	0.503	-0.422	0.125	-0.1	0.518	-0.249	0.336	0.091	0.079	0.032
CT	-0.111	-0.442	-0.501	-0.007	0.146	-0.081	0.486	-0.36	0.076	-0.197	0.462	-0.25	0.383	0.047	0.092	0.133
Eigenvalue	2.4864	1.7455	1.3457	1.2651	1.0371	2.7392	1.7745	1.4209	1.0683	0.9887	2.2901	1.7584	1.5777	1.3857	1.2581	1.0729
Proportion	0.207	0.145	0.112	0.105	0.086	0.228	0.148	0.118	0.089	0.082	0.191	0.147	0.131	0.115	0.105	0.089
Cumulative	0.207	0.353	0.465	0.57	0.657	0.228	0.376	0.495	0.584	0.666	0.191	0.337	0.469	0.584	0.689	0.779

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

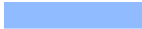
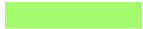
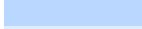
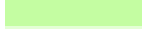
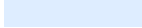
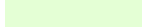
Los factores con los mayores *eigenvalues* son los más significativos, siendo que un *eigenvalue* da la medida de significancia de un factor. *Eigenvalues* iguales o mayores a 1,0 se consideran significativos (Kim y Mueller (1987), citado por Shrestha y Kazama (2007)).

Al seleccionar las variables con mayor correlación con los PCs (coeficientes próximos o mayores a 0,5) y clasificar con base en el aporte de los PCs a la varianza total, tomando en cuenta que los PCs aportan a la varianza total en orden descendente, es decir *Cumulative* PC1 > *Cumulative* PC2 > *Cumulative* PC3, y así, sucesivamente, se generan los resultados de la TABLA 4.21.

Las variables CF, DQO, N-NH₃, EC, DBO, CT están presentes con mayor fuerza en al menos uno de los PCs 1, 2 o 3, siendo que cada uno de ellos (dependiendo de cada grupo) puede llegar a aporta hasta un 22%, 15% y 13% respectivamente, a la varianza total del set de datos. Por otro lado, las variables N-NO₃, OD (W), P-PO₄, DET, AcyG y T representan el mayor nivel de correlación con los PCs 4,5 y 6, cuyo nivel individual de aportación de cada componente a la varianza total es menor al 11% (ver *Cumulative*, TABLA 4.20).

TABLA 4.21 Correlaciones con coeficientes ≥ 0.5 en cada PC

Correlaciones más fuertes para cada PCs				
Grupo	1	2	3	Total PCA1+ PCA2+PCA3
CF	-0.532	0.503	0.518	3
DQO	0.575	-0.528		2
N-NH ₃	0.504		0.595	2
EC		0.487		1
DBO		0.519	0.56	1
CT	-0.501			1
N-NO ₃	-0.521	0.506	0.757	0
OD (W)			-0.514	0
P-PO ₄			0.669	0
DET		0.514		0
Ac y G	0.674			0
T				0

	PC 1		PC 4	Aporte individual a la varianza	
	PC 2		PC 5		PC 1 19 - 22%
	PC 3		PC 6		PC 2 14 - 15%
				PC 3 11 - 13%	

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.2.2.4 Análisis de factores

A fin de reducir la contribución de las variables menos significativas obtenidas por el PCA, se ejecuta FA bajo el modelo de dos factores y rotación Varimax-Kaiser. Se toman en cuenta los factores con valores propios o *eigenvalues* mayores a uno y para la interpretación de las cargas de los factores o *factor loadings* se utiliza la escala propuesta por Liu et al. (2003), para sus valores absolutos: fuerte >0,75; moderado 0,75-0,5; y débil 0,5 – 0,3.

TABLA 4.22 VFs por conglomerados

Variable	Grupo 1						Grupo 2						Grupo 3					
	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6
T	0.255	0.041	-0.069	0.122	-0.879	0.029	<i>0.734</i>	0.209	-0.244	0.042	-0.1	-0.435	0.19	0.339	0.163	<i>-0.548</i>	<i>-0.378</i>	<i>-0.167</i>
OD (W)	<i>-0.516</i>	<i>-0.597</i>	0.246	0.147	-0.144	-0.043	<i>-0.323</i>	-0.112	0.241	0.032	0.063	-0.807	0.091	0.056	0.092	<i>-0.034</i>	-0.81	0.001
EC	0.727	0.026	0.047	0.008	-0.075	-0.169	0.79	-0.083	-0.109	0.087	-0.009	0.234	0.036	0.872	-0.144	-0.07	0.118	-0.138
DQO	-0.197	<i>0.679</i>	0.332	0.071	0.071	0.258	-0.167	0.079	<i>-0.582</i>	<i>-0.588</i>	-0.124	0.128	-0.028	-0.158	0.774	0.492	0.094	0.015
DBO	0.182	0.813	-0.054	0.091	-0.181	-0.015	0.166	-0.156	-0.877	0.012	-0.007	0.114	-0.02	0.031	0.864	-0.221	-0.178	-0.019
P-PO4	<i>0.554</i>	0.236	0.284	-0.182	-0.026	-0.094	<i>0.651</i>	-0.066	0.204	-0.364	-0.06	0.295	0.035	0.174	0.03	0.854	-0.233	-0.119
DET	0.073	-0.131	-0.09	0.072	0.024	-0.909	0.087	-0.214	-0.004	0.42	<i>0.638</i>	0.176	0.29	-0.029	-0.455	0.071	-0.158	<i>-0.583</i>
N-NH3	0.817	0.019	-0.079	0.012	-0.338	0.147	0.833	0.006	-0.021	0.027	0	0.111	-0.011	0.908	0.067	0.104	-0.073	0.087
N-NO3	-0.045	0.086	-0.843	0.172	-0.064	-0.185	-0.067	0.25	0.006	0.756	-0.061	-0.002	0.093	-0.057	-0.096	-0.011	-0.071	0.904
Ac y G	0.498	-0.214	-0.091	<i>0.515</i>	0.4	0.289	0.134	-0.147	-0.056	0.185	-0.836	0.155	0.302	0.151	0.06	-0.196	<i>0.604</i>	-0.024
CF	0.14	-0.077	0.004	-0.823	0.147	0.09	0.069	0.843	-0.032	0.108	-0.019	-0.009	0.952	0.025	-0.069	-0.027	0.049	-0.079
CT	-0.064	-0.189	<i>-0.684</i>	-0.472	-0.005	0.134	-0.063	0.802	0.146	0.066	0.034	0.058	0.927	0.003	-0.016	-0.014	0.019	0.06
Variance	2.1864	1.6491	1.4625	1.2833	1.1383	1.0989	2.4794	1.5828	1.3049	1.2875	1.1442	1.0822	1.9964	1.7854	1.6316	1.3814	1.3114	1.2367
% Var	0.182	0.137	0.122	0.107	0.095	0.092	0.207	0.132	0.109	0.107	0.095	0.09	0.166	0.149	0.136	0.115	0.109	0.103
Cumulativ	0.182	0.319	0.441	0.548	0.643	0.735	0.207	0.339	0.448	0.555	0.65	0.74	0.166	0.315	0.451	0.566	0.675	0.778

Los valores en *cursiva* corresponden a *loading factors* de relevancia media y los marcados con **negrilla** a valores relevantes.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al seleccionar las variables con mayor correlación con los VFs (coeficientes próximos o mayores a 0,75) y clasificar con base en el aporte de los VFs a la varianza total, tomando en cuenta que los VFs aportan a la varianza total en orden descendente, es decir *Cumulative VF1 > Cumulative VF2 > Cumulative VF3*, y así, sucesivamente, se genera la TABLA 4.23.

Las variables DBO, N-NH₃, CF, EC, CT, N-NO₃ y DQO están presentes con mayor fuerza en al menos uno de los factores VFs 1, 2 o 3, siendo que cada uno de ellos (dependiendo de cada grupo) puede llegar a aportar hasta un 20%, 15% y 14% respectivamente, a la varianza total del conjunto de datos de cada grupo.

Las variables OD (W), T, P-PO₄, DET y AcyG representan el mayor nivel de asociación con los VFs 4, 5 y 6, cuyo nivel individual de aportación de cada componente a la varianza total es menor al 11,5% (ver *Cumulative*, TABLA 4.22).

TABLA 4.23 Correlaciones más fuertes ($\geq 0,75$) en cada VF

Grupo	1	2	3	TOTAL VF1+ VF2+VF3
DBO	0.813	-0.877	0.864	3
N-NH ₃	0.817	0.833	0.908	3
CF	-0.823	0.843	0.952	2
EC		0.79	0.872	2
CT		0.802	0.927	2
N-NO ₃	-0.843	0.756	0.904	1
DQO			0.774	1
OD (W)		-0.807	-0.81	0
T	-0.879			0
P-PO ₄			0.854	0
DET	-0.909			0
Ac y G		-0.836		0

		% Variance Total	
VF 1	VF4	VF 1	16 - 20%
VF2	VF5	VF 2	13 - 15%
VF3	VF6	VF 3	10 - 14%

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al comparar las variables más representativas de los PCs 1, 2, 3 con las de los factores VFs 1, 2, y 3 se denota que coinciden en ambos ensayos a excepción del N-NO₃ que consta como variable adicional de importancia en el FA. Por tanto, en este caso con el FA no se redujo el número de variables que más aportan a la variabilidad del sistema, pero fue posible la validación de los resultados obtenidos con el PCA

Es importante observar que en este grupo de variables (DBO, N-NH₃, CF, EC, CT, N-NO₃ y DQO) se encuentran incluidas las variables más correlacionadas mediante el test de Spearman: EC y NH₃ y, de igual forma, en el grupo menos relevante de variables que corresponden a los PCs o VFs 4,5,6 se encuentran los parámetros menos correlacionados o independientes como lo son DET y AcyG. Por tanto, los parámetros más correlacionados son los principales responsables de la variabilidad total del set de datos para cada grupo mientras que los menos correlacionados son los menos responsables de la variabilidad del sistema de datos.

Al analizar los resultados del PCA y FA se detectan las variables que mayor influencia tienen en la varianza total del set de datos, siendo estas DBO, CF, EC, N-NO₃, CT, N-NH₃ y DQO, sin embargo, el aporte individual de los principales PCs donde se ubica la variable en estudio no es muy alto (el máximo aporte del PC o VF asociado a la variable principal es del 22% o 20% respectivamente, dependiendo del clúster).

4.2.3 ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO

4.2.3.1 Utilización de variables por categorías

Se toma como referencia la información sobre el proceso de selección de variables para la construcción de índices de calidad llevada a cabo por Walski y Parker (1974) y principalmente Dunnette (1979) y (Dinius, 1972, 1987), detallada en el Capítulo 2.4.1, TABLA 2.12, donde se resumen las categorías y variables seleccionadas como las más representativas; la selección de variables de Dunnette (1979) citada por Samboni Ruiz et al. (2007), así como información complementaria de variables normalmente medidas para control de la calidad del agua. Como resultado se obtiene la TABLA 4.24.

TABLA 4.24 Categorización de variables por los tres autores

Categoría	Variables representativas
Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica	OD, DQO, DBO
Sustancias Disueltas-Material Iónico	PH, Conductividad, Cloruros, Dureza, Acidez o Alcalinidad, Sólidos Totales, Disueltos y Suspendidos
Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua	Temperatura, Sólidos Totales, Turbidez, Umbral de olor, Grasas, Color, Transparencia, Sabor
Afectación o Peligros a la Salud	Coliformes Fecales, <i>E.-coli</i> y Coliformes Totales
Afectación a la vida acuática-Eutrofización	N-NO ₂ , N-NO ₃ , N-NH ₃ , Nitrógeno Total, P-PO ₄ (fosfatos), Fósforo Total, Ortofosfatos.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Las principales variables seleccionadas por estos tres autores fueron Oxígeno Disuelto y Nitratos, abarcando principalmente las categorías de agotamiento/nivel de oxígeno-materia orgánica y afectación a la vida acuática-eutrofización.

Parámetros como DBO, pH, Temperatura, Coliformes Totales, y Color fueron seleccionados por dos de los tres autores citados, cubriendo de esta forma todas las categorías.

Al realizar este análisis tomando en cuenta únicamente las 12 variables disponibles en este estudio, los resultados indican que OD (W), EC, N-NO₃; DBO, CF, T y CT, corresponden a variables seleccionadas por un mínimo de 2 autores, representando porcentajes mayores al 50%, mientras que las variables restantes fueron seleccionadas por un máximo de un autor. Contaminantes específicos como es el caso de DET no fueron tomados en cuenta por ninguno de los autores citados.

4.2.3.2 Frecuencia de utilización de variables en diferentes estudios

Según los estudios de Fernández y Solano (2005), Torres et al. (2009), y Ballesteros et al. (2004) (Capítulo 2.4.1), las variables más utilizadas en la selección por categorías OD, DBO y CF, son también las más utilizadas en la construcción de diversos índices de calidad en aguas superficiales.

Se analiza entonces la frecuencia de utilización de los 12 parámetros de este estudio en la conformación de índices de calidad de importancia a nivel mundial y para ríos tropicales (13 índices): el ICA-NSF de Brown et al. (1970), el ICA de Dinius (1987), el índice de León Vizcaino (1992), el de Montoya et al. (1997), el de Queralt (1982), el índice de la CETESB (2002), el de Behar et al. (1997), el de (Rojas, 1991), el índice desarrollado por la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca de la Universidad del Valle (Ballesteros et al., 2004) y los índices de contaminación de Ramírez González y Viña Vizcaíno (1998). El estudio con todos los parámetros considerados por los citados autores consta en el Capítulo 2.4.1, TABLA 2.12.

Los resultados indican que OD, DBO y CF, son utilizado con una frecuencia mayor al 50% en la construcción de los 13 índices de calidad, los parámetros T, EC, CT y N-NO₃ se emplean con una frecuencia mayor al 30% y, P-PO₄, DQO, N-NH₃, AcyG y DET se utilizan con una frecuencia menor o igual al 30%.

Al considerar la frecuencia acumulada (F_i) de utilización de las 12 variables, por los diferentes autores en la construcción de un índice (FIGURA 4.14), da como resultado que el 50% del índice se define con las variables OD, DBO y CF y el 80% quedaría conformado al complementar con los parámetros T, EC, CT y N-NO₃.

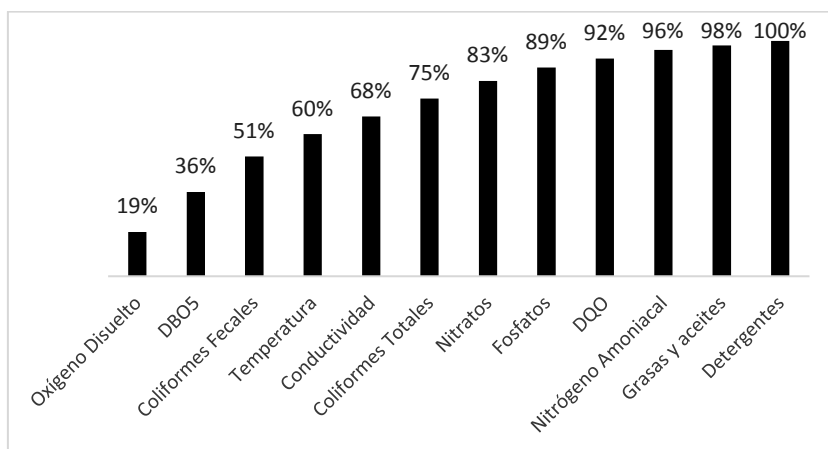


FIGURA 4.14 F_i de un ICA con las 12 variables del estudio

FUENTE: Ballesteros et al., 2004; Fernández y Solano, 2005; Torres et al., 2009

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.2.4 ANÁLISIS NORMATIVO AMBIENTAL

Los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, contiene la mayoría de las variables de interés normadas. Se tomará por tanto como referencia esta información siendo que además esta norma brinda las guías de calidad más deseables para el manejo del recurso hídrico y abarca en general otros usos como el de riego agrícola, uso pecuario o fines recreativos por contacto secundario.

Para el caso de los TDS se toma como referencia la TABLA 9 del Libro VI Anexo I del TULSMA (2015), donde se determinan los límites máximos permisibles de descarga a un cuerpo de agua dulce. Así se tiene que: sólidos suspendidos totales (SST), SST= 130 mg/L; sólidos totales (ST), ST =1600 mg/L; por tanto, se calcula: TDS =ST-SST = 1470 mg/L.

4.2.5 SELECCIÓN DE LAS VARIABLES

Cada uno de los criterios estadísticos, bibliográfico y de la normativa ambiental aplicable desarrollados en este Capítulo, se pondera en una escala de 0 – 100% , donde el 100% corresponde a los criterios más deseables: variable seleccionada como representante de una categoría ambiental por la mayoría de autores, con restricciones legales, de las más utilizada en los índices de calidad a nivel mundial y ríos tropicales, muy independiente respecto al resto de variables y que abarca la mayor parte de la variabilidad del set de datos. Luego se realiza un promedio no ponderado y jerarquización de estos resultados con base en los cuales, se seleccionan las variables que conforman el índice de calidad para el río Machángara.

Con base en la información precedente desarrollada en los Capítulos 4.2.2, 4.2.3, y 4.2.4 se resumen los resultados en la TABLA 4.25.

Se observa en la TABLA 4.25 que las variables OD(W), DBO y CF son las más representativas para el cálculo del ICA, cubriendo las categorías de agotamiento/nivel de oxígeno-materia orgánica y afectación o peligros a la salud; su selección ha sido realizada por un mínimo de dos autores. Corresponden a las variables más utilizadas en la construcción de índices de calidad en porcentajes mayores al 50%. De estas tres, DBO y CF son de las más independientes en las correlaciones en los 3 grupos y son las que más aportan a la varianza total del set de datos siendo las más representativas en los PCs o VFs 1, 2, o 3. Las variables EC, N-NO₃, T y CT cubren las categorías de sustancias disueltas-material iónico, agotamiento/nivel de oxígeno-materia orgánica, afectación a la vida acuática-eutrofización, características físicas - afectación al sabor u olor o apariencia del agua y afectación o peligros a la salud (CT), seleccionadas por un mínimo de dos autores. Se encuentran normadas excepto CT y se utilizan a nivel medio en porcentajes entre el 31% y 38%. De estas cuatro, EC y CT son las menos independientes y T es la que menos aporta a la varianza total del set de datos tanto en el PCA y FA (presente en los PCs o VFs 4, 5, o 6). En cuanto a las variables N-NH₃, DQO, P-PO₄, AcyG, DET, cubren algunas de las categorías ya cubiertas por

las variables anteriores, DET no consta en ninguna categoría y, son las menos utilizadas tanto en la categorización como en la construcción de índices de calidad. Además, en lo que respecta al aporte individual a la varianza del sistema de datos, P-PO₄, AcyG y DET son los parámetros que menos aportan alcanzando un máximo del 12%. No obstante, exhiben bajos niveles de correlación, especialmente en el clúster 3.

TABLA 4.25 Criterios de selección de variables para un ICA

Categorización de Walski y Parker, Dunnette y Dinius ⁽¹⁾		Regulación de Normativa Nacional ⁽²⁾	Uso en índices de importancia mundial y ríos Tropicales ⁽³⁾	Correlación ⁽⁴⁾ y Análisis Multivariante ⁽⁵⁾			
Variable	% Utilización ⁽¹⁾	Disponibilidad de Normativa	Frecuencia de Uso	Correlación Grupos 1 y 2	Correlación Grupo 3	PCA Grupos 1,2,3	FA Grupos 1,2,3
OD (W)	100%	100%	77%	75%	100%	11%	12%
DBO	67%	100%	69%	100%	100%	22%	20%
CF	67%	100%	62%	100%	100%	22%	20%
EC	100%	100%	38%	75%	100%	22%	20%
N-NO ₃	100%	100%	31%	100%	100%	11%	20%
T	67%	100%	38%	100%	100%	11%	12%
CT	67%	0%	31%	100%	75%	22%	20%
N-NH ₃	33%	100%	15%	75%	100%	22%	20%
DQO	0%	100%	15%	75%	100%	22%	20%
P-PO ₄	33%	0%	23%	100%	100%	11%	12%
AcyG	33%	100%	8%	100%	100%	11%	12%
DET	0%	100%	8%	100%	100%	11%	12%

Categorización de Variables Según Walski y Parker, Dunnette y Dinius:			
	Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica		Afectación o Peligros a la Salud
	Sustancias Disueltas-Material Iónico		Afectación a la vida acuática-Eutrofización
	Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua		

(1) 100% = seleccionado por los 3 autores; 67%=seleccionado por 2 autores; 33% = seleccionado por un solo autor.

(2) 100%= parámetro normado; 0% parámetro no normado. EC se considera parámetro normado aplicando el factor de conversión para TDS utilizado en campo. Referencia de Norma: TABLA 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces TULSMA Libro VI Anexo 1 (2015).

(3) Frecuencia de uso de las variables con base en un estudio de 13 índices de calidad (adaptación de la TABLA 2.12, Capítulo 2.4.1, para las 12 variables disponibles).

(4) Grupos 1, 2 y 3 resultantes del Análisis por conglomerados.

100% = correlación con hasta 3 variables de 11 (nivel bajo), para $\alpha < 0,05$ y $r_s \geq 0,3$.

75% = correlación con hasta 5 variables de 11 (nivel medio), para $\alpha < 0,05$ y $r_s \geq 0,3$.

(5) Porcentaje (%) máximo de aporte individual del PC o VF a la varianza total del set de datos según el PC/VF (1, 2,3) o (4, 5, 6) en el que está presente la variable identificada como principal (para coeficientes PCs $\geq 0,5$; coeficientes VFs $\geq 0,75$).







ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la TABLA 4.26 se sintetiza este análisis, mostrando el orden de importancia de las variables para la conformación del índice con base en los criterios de la TABLA 4.25. Para esto, se agrupan los criterios para la selección de variables (1) y (3) de la TABLA 4.25 asignando igual ponderación, en uno sólo componente denominado “análisis bibliográfico”. Luego, se aplica el promedio de los valores obtenidos del “análisis bibliográfico” con el resto de los componentes.

TABLA 4.26 Jerarquización de la importancia de las variables en el ICA

No.	Variable	Total ⁽⁶⁾
1	DBO	80%
2	OD (W)	79%
3	CF	79%
4	N-NO ₃	77%
5	EC	76%
6	T	71%
7	N-NH ₃	61%
8	AcyG	61%
9	DQO	55%
10	DET	55%
11	CT	53%
12	P-PO ₄	47%

Adaptación de la Categorización de Variables de Walski y Parker, Dunnette y Dinius:

	Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica		Afectación o Peligros a la Salud
	Sustancias Disueltas-Material Iónico		Afectación a la vida acuática-Eutrofización
	Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua		Contaminantes específicos

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Con base en estos resultados, se revisan las diferentes correlaciones entre variables (sección 4.2.2.2). Allí se mostró que las variables CT y DQO pueden ser discriminadas al estar ya correlacionadas con CF y DBO en todos los grupos. Su eliminación es adecuada tomando en cuenta además que:

- CT no dispone de normativa nacional como instrumento de control en la calidad del agua, cubre la misma categorización de CF, siendo además que CF exhibe un importante aporte a la variabilidad del sistema.

- DQO es una variable de menor uso respecto a DBO en la construcción de índices de calidad; muestra un menor nivel de independencia en las correlaciones en comparación con DBO, siendo que esta última además aporta en igual medida a la variabilidad del sistema que DQO.

Estas consideraciones se reflejan en el valor global alcanzado para estos parámetros en la TABLA 4.26.

Si bien es cierto P-PO₄ se muestra como una variable altamente independiente, sin embargo, su aporte en la variabilidad total del sistema es bajo, no se encuentra normada lo cual le resta representatividad en cuando a control ambiental al compararla a parámetros de su misma categoría como N-NO₃ y N-NH₃; además se lo utiliza en menor medida en la construcción de índices de calidad, para efectos comparativos. Esto se manifiesta al constar como la variable de menor importancia según la jerarquización en la TABLA 4.27.

Por tanto, se descartan las variables DQO, CT y P-PO₄ para la construcción del índice de calidad.

En cuanto al parámetro DET, este no se lo utiliza frecuentemente en la construcción de índices de calidad y aporta en menor medida a la variabilidad total de los datos, mostrando una importancia igual que el parámetro eliminado DQO. No obstante, sus valores que están restringidos por la normativa nacional exceden por mucho a sus límites permisibles en el periodo 2002 – 2007, como se pudo apreciar en los Antecedentes del Proyecto (numeral 1.1.2 DIAGNÓSTICO DE LA CALIDAD DEL RÍO MACHÁNGARA, TABLA 1.2). En adición, esta variable se relaciona fuertemente a descargas urbanas y particularmente industriales, de tal forma que se constituye un buen indicador referente de presencia de contaminantes específicos para este río.

Por tanto, DET se considera parámetro crítico de control de la calidad del agua y no es descartado para la construcción del índice. Entonces, para esta variable se define una nueva categoría: contaminantes específicos (TABLA 4.27). Si bien es cierto, autores como Montoya et al. (1997) dentro de su categorización de variables

consideran este parámetro dentro del grupo de material iónico, se considera adecuado crear esta nueva subdivisión por las razones expuestas.

De esta forma, en esta etapa quedan seleccionadas las siguientes variables:

TABLA 4.27 Variables seleccionadas para el ICA

#	Variable	Categoría
1	OD (W)	Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica
2	DBO	
3	CF	Afectación o Peligros a la Salud
4	EC	Sustancias Disueltas-Material Iónico
5	N-NO ₃	Afectación a la vida acuática-Eutrofización
7	N-NH ₃	
6	T	Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua
8	AcyG	
9	DET	Contaminantes Específicos

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.3 SELECCIÓN DEL MODELO DEL ICA






Bajo el modelo del índice de calidad de la CCME los “subíndices de calidad” y su ponderación están determinados en forma directa y proporcional a la variabilidad del parámetro evaluado, de acuerdo con el grado de desviación respecto a la normativa de control. Esto se representa a través de las variables F_1 , F_2 y F_3 , siendo: F_1 (Alcance), el número de variables que no cumplen el objetivo de calidad del agua, F_2 (Frecuencia), el número de veces que estos objetivos no son cumplidos y F_3 (Amplitud), la magnitud por el cual los objetivos de calidad son incumplidos.

El método de agregación es mediante la raíz cuadrada de la suma cuadrática media simple de los Factores F_1 , F_2 y F_3 .

Para el establecimiento de los rangos de clasificación de la calidad del agua se toma como referencia la escala propuesta por Cash y Wright (2001) empleada para el CCME WQI.

Toda vez que el índice de calidad ha sido diseñado bajo los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, análisis detallado en el Capítulo 4.2.4, pero en general puede ser determinado para cualquier uso propuesto, se modifica la descripción del índice y se asigna un color referencial, quedando entonces planteada la siguiente escala:

TABLA 4.28 Escala de Categorización ICA Machángara

Puntuación	Categoría y color asignado	Descripción
95 - 100	Excelente 	La calidad del agua se encuentra protegida con una ausencia práctica de amenaza o deterioro según el uso propuesto; todas las mediciones están dentro de los objetivos casi todo el tiempo.
80 - 94	Buena 	La calidad del agua está protegida con un grado menor de amenaza o deterioro según el uso propuesto; las condiciones rara vez se apartan de los niveles deseables.
65 - 79	Razonable 	La calidad del agua se encuentra usualmente protegida pero ocasionalmente amenazada o deteriorada según el uso propuesto; las condiciones algunas veces se alejan de los niveles deseables.
45 - 64	Marginal 	La calidad del agua se encuentra frecuentemente amenazada o deteriorada según el uso propuesto; las condiciones normalmente se alejan de los niveles deseables.
0 - 44	Pobre 	La calidad del agua está casi siempre amenazada o deteriorada; las condiciones usualmente se alejan de los niveles deseables.

FUENTE: Cash y Wright (2001)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

La ventaja en la adopción de la metodología del WQI CCME respecto a la clasificación consiste en que, al estar la valoración directamente afectada por los objetivos de calidad previamente fijados, no es necesario realizar una reclasificación o revisión de los valores numéricos en la escala de valoración, como se lo ha realizado para otros ríos tropicales con base en la metodología de la NSF.

Esta escala es totalmente válida para cualquier otro uso propuesto, siendo que la variación para estos casos se presentaría en el cálculo de los factores F_1 , F_2 y F_3 , mas no en su formulación.

4.3.1 CÁLCULO DE FACTORES Y CCME WQI

4.3.1.1 Factores F₁, F₂, F₃ CCME WQI

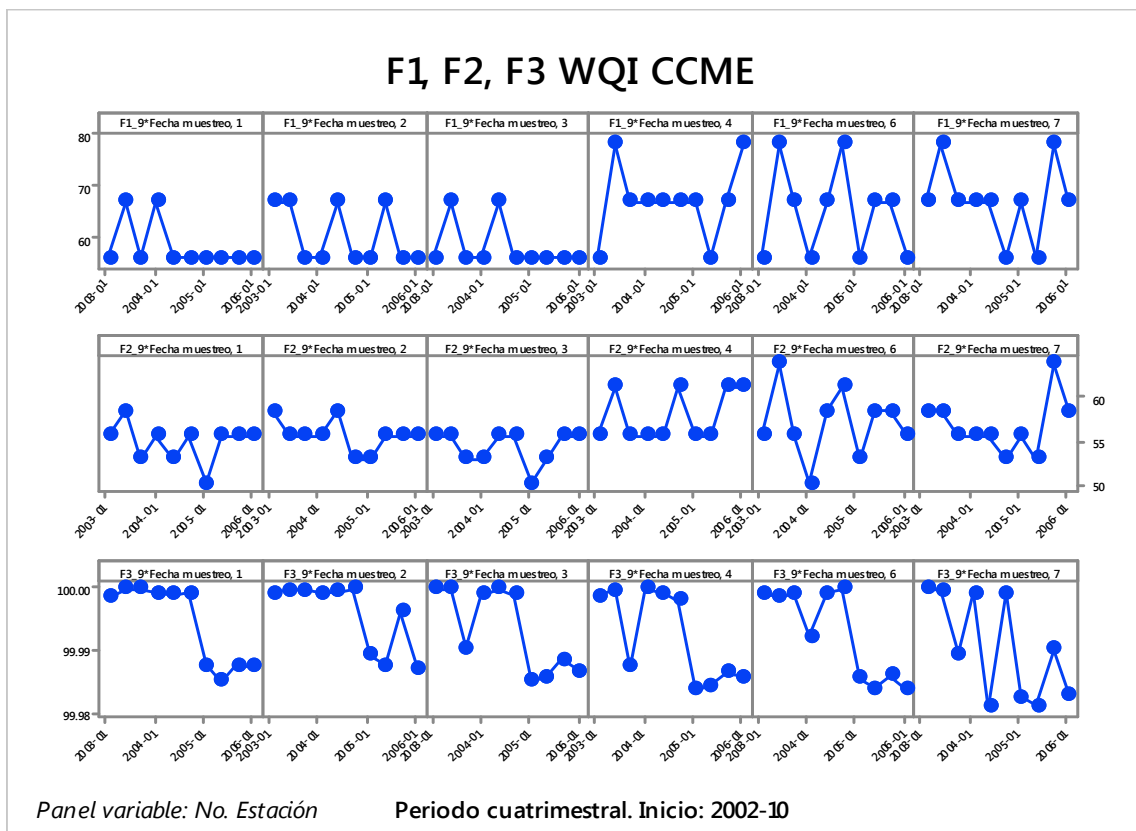


FIGURA 4.15 Factores F₁, F₂, F₃ QWI CCME por estación

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la FIGURA 4.15 se observan los diferentes valores alcanzados por F₁, F₂ y F₃ los cuales fluctúan a lo largo del tiempo; así se identifica la existencia de porcentajes menores al 60% tanto en el número de variables (F₁) como en el número de test que incumplen los objetivos de calidad (F₂) especialmente en las estaciones de monitoreo 1,2 y 3. En contraste, el factor F₃ que corresponde a la magnitud o grado del incumplimiento registra en forma mayoritaria a lo largo del tiempo porcentajes prácticamente iguales al 100% en todas las estaciones (FIGURA 4.16). Entonces el factor F₃ es preponderante o es el que ejerce mayor influencia en el índice.

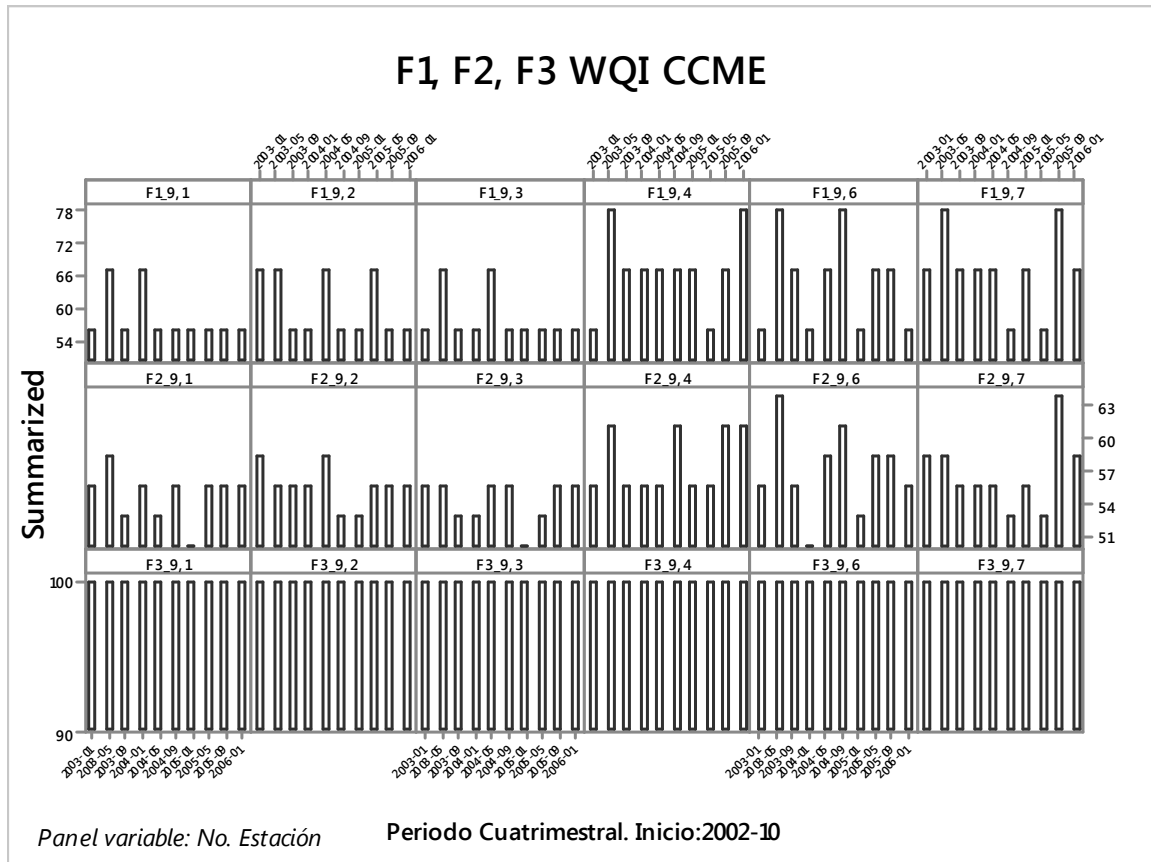


FIGURA 4.16 Magnitud Factores F₁, F₂, F₃ QWI CCME por estación

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.3.1.2 Evaluación número de variables CCME WQI

Al calcular los factores F₁, F₂ y F₃ incluyendo la variable DQO, descartada en el proceso de selección de variables (10 variables), y compararlos con los factores del índice calculados con las nueve variables seleccionadas en el periodo de estudio (TABLA 4.27), se obtiene el siguiente resultado global (FIGURA 4.17):

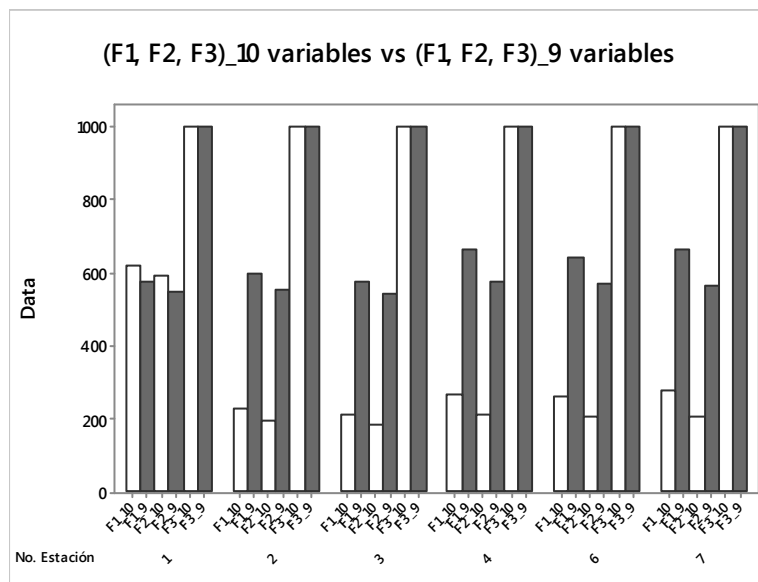


FIGURA 4.17 Factores F_1 , F_2 , F_3 con 10 y 9 variables por estación.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

El factor F_3 es prácticamente igual en ambos casos; en todas las estaciones (1-7), los factores F_2 y F_3 presentan variaciones en igual orden de magnitud, consecuentemente, al calcular el índice de calidad, se observa que las diferencias con y sin DQO son mínimas, manteniéndose el mismo rango cualitativo de calidad e igual patrón en el tiempo (FIGURA 4.18).

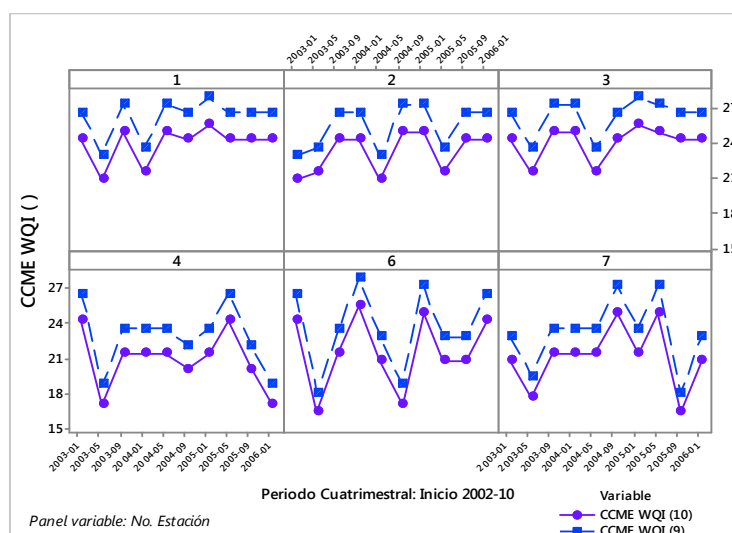


FIGURA 4.18 Variación temporal CCME WQI con 10 y 9 variables

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la FIGURA 4.19 se grafica CCME WQI (9) vs CCME WQI (10), que presenta el valor del índice de calidad vs su valor incluyendo DQO, respectivamente. Si los valores son iguales se obtiene una recta con pendiente igual a 1. Se observa que al utilizar 10 variables se obtiene una recta prácticamente paralela con un desplazamiento de valores de calidad mínimos respecto al índice diseñado con las nueve variables.

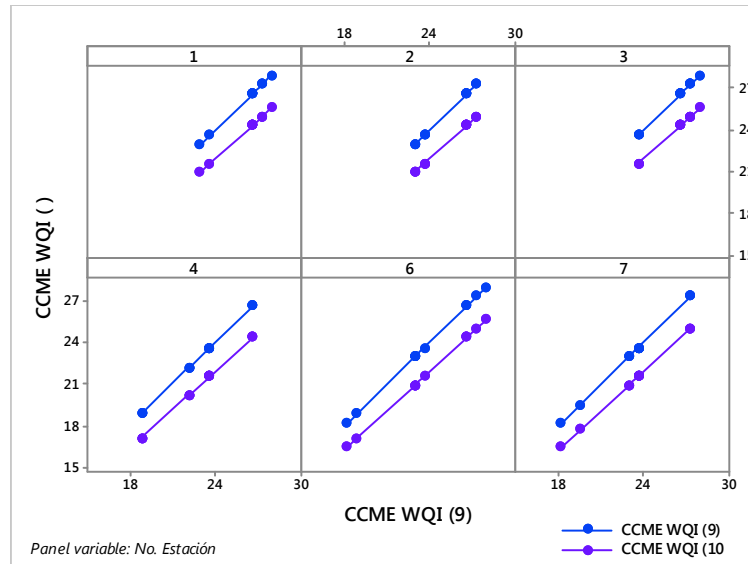


FIGURA 4.19 CCME WQI con 10 y 9 variables por estación

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.3.1.3 Análisis CCME WQI por conglomerados

Al igual que para el caso de los factores por estación (FIGURA 4.15), los valores de F_1 , F_2 y F_3 varían a lo largo del tiempo, con la diferencia que en este caso se distinguen patrones diferentes de clúster a clúster (FIGURA 4.20). Así también, se registran valores menores al 60% tanto para F_1 , F_2 ; no así para el factor F_3 que se mantiene con porcentajes elevados, prácticamente del 100% (FIGURA 4.20).

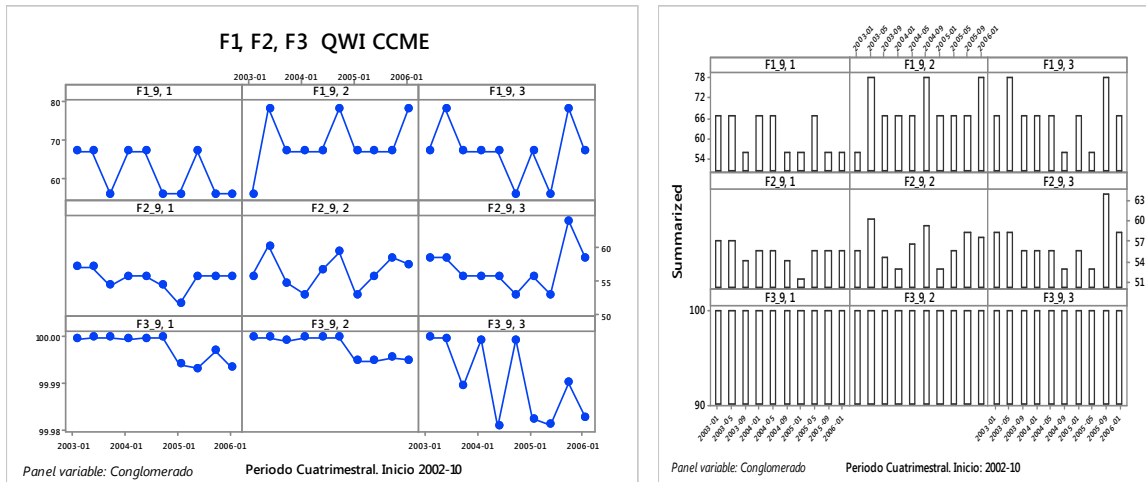


FIGURA 4.20 Factores F₁, F₂, F₃ QWI CCME por conglomerado

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al igual que para el caso de análisis por estaciones (FIGURA 4.19), en los conglomerados al utilizar 10 variables se obtiene una recta prácticamente paralela con un desplazamiento de valores de calidad mínimos respecto al índice diseñado con las nueve variables (FIGURA 4.21).

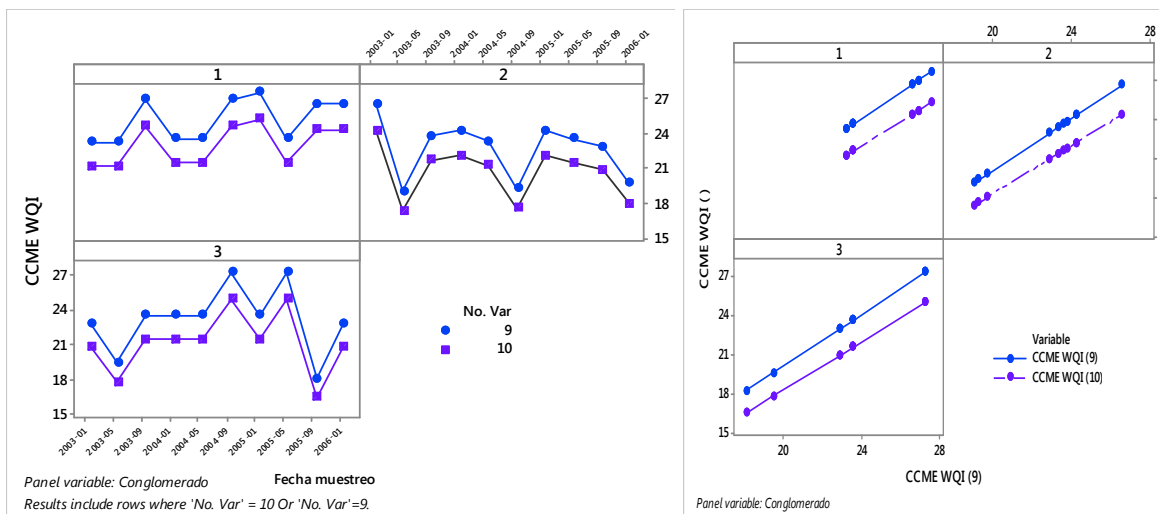


FIGURA 4.21 CCME WQI con 10 y 9 variables por conglomerado

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En función de estos resultados, tanto a nivel de estaciones como de conglomerados, se mantiene el criterio de exclusión el parámetro DQO en la composición del índice de calidad, manteniéndolo con las nueve variables seleccionadas: OD (W), DBO, CF, EC (evaluado como TDS), N-NO₃, N-NH₃, T, AcyG y DET.

En el Capítulo 3.3.1 EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DEL ICA se analiza más a detalle el impacto en el índice de calidad según el número de variables que lo componen.

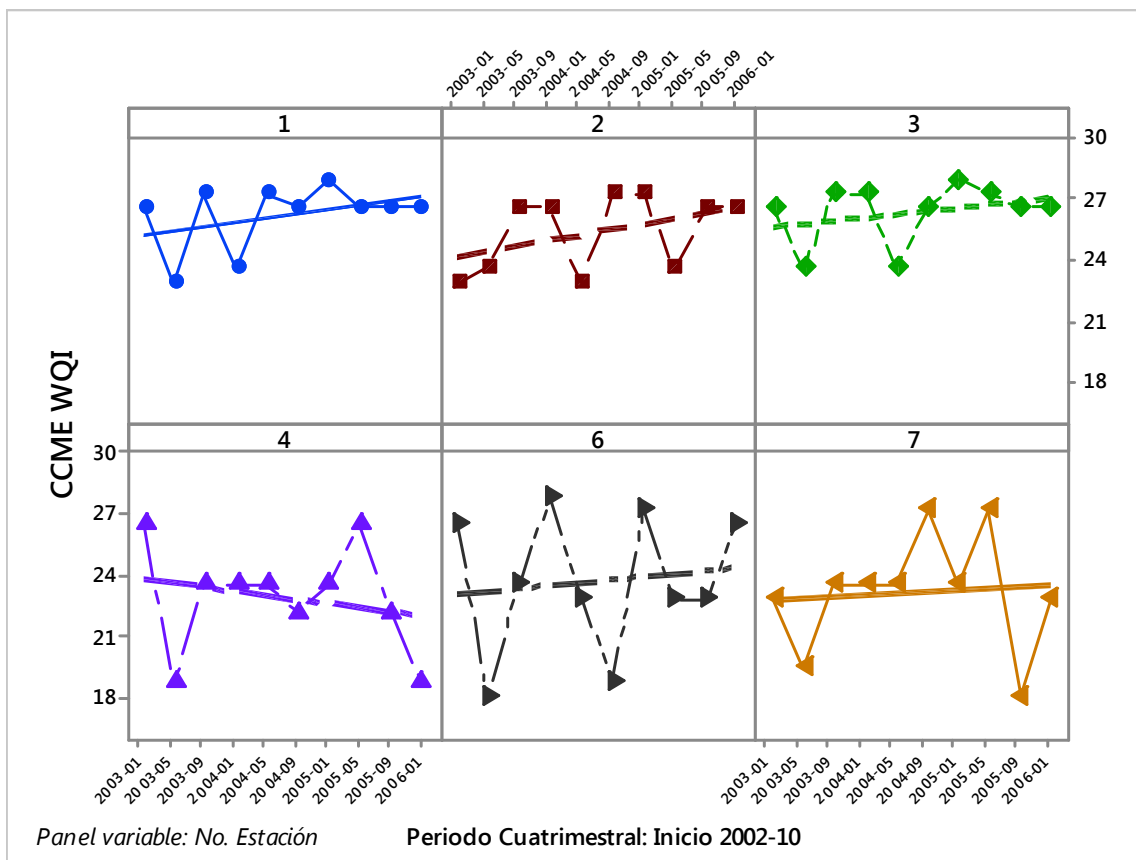
4.4 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

4.4.1 VARIABILIDAD ESPACIAL

4.4.1.1 Análisis por estaciones

En la FIGURA 4.22 se presentan los resultados de índice adoptado para evaluar la calidad del agua del río Machángara en el periodo de estudio octubre 2002 – enero 2006 en seis estaciones de monitoreo localizadas en la zona alta (1,2), media (3,4,6) y baja. Cada uno de los valores de calidad ha sido determinado para periodos cuatrimestrales.

Según la escala de valoración, la calidad del río en todas las estaciones de monitoreo a lo largo del tiempo es pobre, alcanzando valores mínimos de calidad del 18% y máximos del 28%. Al observar la media de los valores del índice de calidad a través del diagrama de cajas (FIGURA 4.23), las locaciones ubicadas aguas arriba 1, 2 y 3 localizadas en la zona alta -media presentan una mejor calidad el agua respecto a las de la zona media-baja, sin embargo, estas diferencias son mínimas.



Puntuación %	95 - 100	80 - 94	65 - 79	45 - 64	0 - 44
Categoría	Excelente	Buena	Razonable	Marginal	Pobre

FIGURA 4.22 CCME WQI por estación de monitoreo

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al analizar las fluctuaciones de los valores del índice, se aprecia que en las estaciones 1, 2 y 3 esta es menor (entre 24% – 30 %) respecto a los puntos 4, 6 y 7 (18% – 30%). Estos rangos de variación se observan en diagrama de cajas y se expresan a través de coeficiente de variación (CoefVar) y Rango, que son parte de los estadísticos descriptivos listados en la TABLA 4.29 .

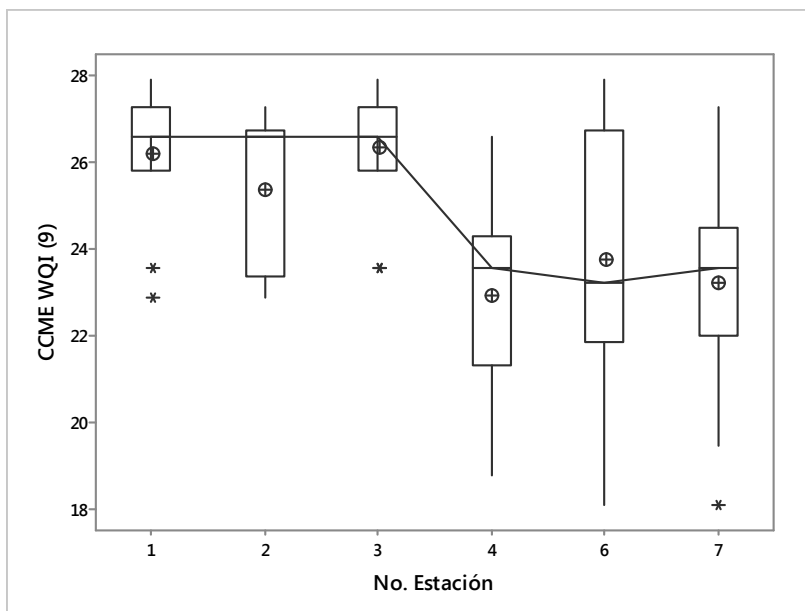


FIGURA 4.23 Boxplot CCME WQI por estación

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

TABLA 4.29 Estadísticos descriptivos CCME WQI por estación

No. Estación	Mean	StDev	CoefVar	Minimum	Q1	Median	Q3	Maximum	Range
3	26	1.5	5.78	23.55	26	26.58	27.266	27.9	4.37
1	26	1.6	6.24	22.87	26	26.58	27.261	27.9	5.06
2	25	1.9	7.44	22.87	23	26.575	26.751	27.3	4.4
4	23	2.7	11.6	18.79	21	23.554	24.315	26.6	7.79
7	23	2.9	12.34	18.09	22	23.557	24.487	27.3	9.19
6	24	3.4	14.38	18.08	22	23.21	26.75	27.9	9.84

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Así se tiene que efectivamente las estaciones 4,6 y 7 presentan mayores variaciones en cuanto su valor central respecto al resto de estaciones, sin embargo, este alcanza valores bajos, máximo del 14%. Así también los valores tanto de la media como de la mediana son prácticamente iguales (existe una diferencia mayor en la estación 2, pero su valor es mínimo).

4.4.1.2 Análisis por conglomerados

En la FIGURA 4.24 se aprecian los valores del índice de calidad por conglomerados a lo largo del tiempo, donde, el conglomerado 1 (zona alta) agrupa las estaciones 1 y 2; conglomerado 2 (zona media) agrupa las estaciones 3, 4, 6 y, conglomerado 7 (zona baja) corresponde a la estación 7. Se visualizan patrones que difieren entre sí en contraste con las tendencias muy similares que se mostraron para el caso de las estaciones, particularmente en la 1, 2 y 3.

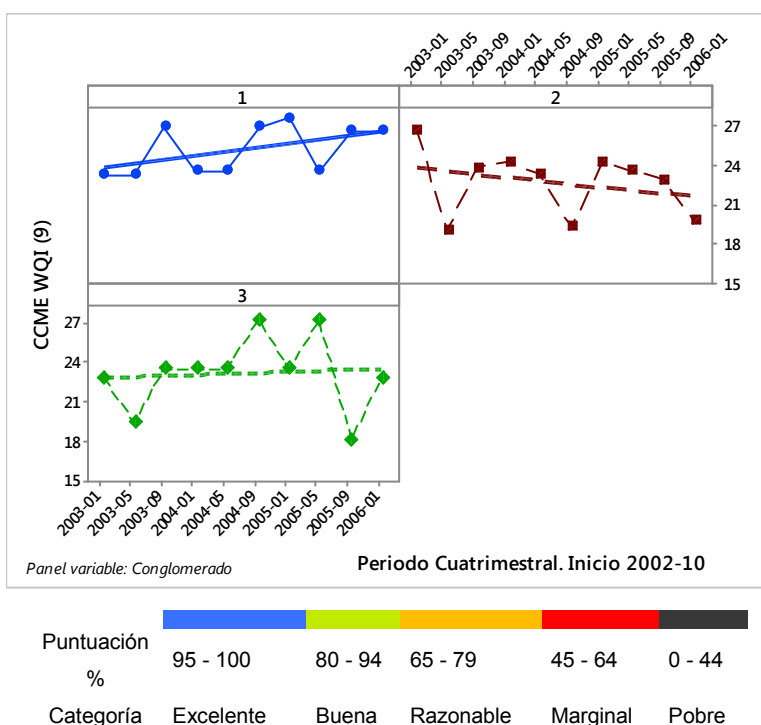
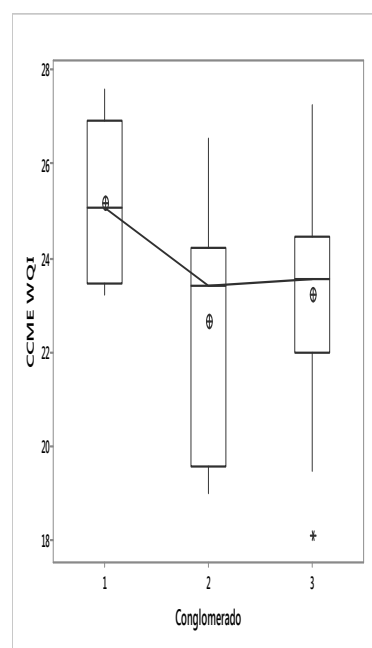


FIGURA 4.24 CCME WQI por conglomerados



**FIGURA 4.25 Boxplot
CCME WQI por
conglomerados**

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No obstante, los valores de calidad tampoco difieren sustancialmente. Estos presentan una calidad pobre, con una media prácticamente igual a la mediana de 25%, 22% y 23% para los conglomerados 1, 2 y 3 respectivamente y con una variabilidad mayor para el conglomerado 2 (expresada a través del rango

intercuartil), pero con un coeficiente de variación bajo del 11% (TABLA 4.30). Se alcanzan valores mínimos de calidad del 18% en el conglomerado 3 y máximos del 28% (en el conglomerado 1).

TABLA 4.30 Estadísticos descriptivos CCME WQI por conglomerado

Conglomerado	Mean	StDev	CoefVar	Minimum	Q1	Median	Q3	Maximum	IQR
1	25.169	1.869	7.43	23.214	23.469	25.067	26.922	27.596	3.452
2	22.65	2.502	11.05	19.021	19.586	23.442	24.214	26.575	4.628
3	23.207	2.864	12.34	18.085	22.019	23.557	24.487	27.27	2.468

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.4.2 VARIABILIDAD TEMPORAL

Al analiza la tendencia del índice a lo largo del tiempo (FIGURA 4.26) se pueden apreciar ligeras mejoras en la calidad del cuerpo hídrico en las estaciones 1,2, y 3 y 4; no así en las estaciones 4 y 7 donde se visualizan una tendencia a la baja o constante. No obstante, se debe tomar que cuenta que las variaciones son mínimas y por tanto esto debe ser entendido bajo este contexto.

En el análisis por clústeres (FIGURA 4.27) se aprecian diferencias más marcadas respecto a las tendencias en el análisis por estaciones como por ejemplo los puntos 1,2 y 3. La tendencia de la calidad del agua en el tiempo para el conglomerado 1 es ligeramente ascendente; para el clúster 2 es descendente y para el 3 es prácticamente constante.

Al agrupar los valores del CCME QWI para el periodo de verano comprendido entre junio y septiembre e invierno, para el resto de meses (FIGURA 4.28), se observan en las estaciones iguales valores medios de calidad categorizados como pobres, del 27% (1, 2, 3) y 23% (4, 6 y 7) que para los meses de invierno, difiriendo en cuanto a la variabilidad, especialmente en las estaciones 1, 2 y 3 pero siendo esta mínima. Por tanto, el componente estacional prácticamente no ejerce una influencia significativa en la calidad del río. El análisis estacional por clúster muestra una aparente mejora de la calidad del agua en verano en la zona alta pero muy mínima,

y fluctuaciones en la zona media y baja, evidenciando de esta forma la gran influencia antrópica que alterna los procesos naturales del río.

Este comportamiento fue ya evidenciado en forma unidimensional a través de la correlación de Spearman que mostró que en general las variables medidas no presentan correlaciones estacionales invierno-verano excepto los parámetros AcyG , NH_3 y TDS ele en algunas de las estaciones de monitoreo, no obstante, estas fueron bajas (Capítulo 4.2.1.4). La diferencia radica que, al utilizar el índice, se refleja el comportamiento multidimensional de la información.

En resumen, el análisis espacial, temporal y estacional de la calidad del agua a través del índice de la CCME aplicado a periodos cuatrimestrales entre octubre-2002 - enero-2006 evidencia una calidad pobre del río Machángara a nivel de las seis estaciones o 3 conglomerados, en las zonas alta, media y baja, con una calidad ligeramente mayor en la zona alta respecto la zona media y baja, con tendencias de calidad en el tiempo ligeramente ascendentes en la zona alta, decrecientes en la zona media y constantes en la zona baja.

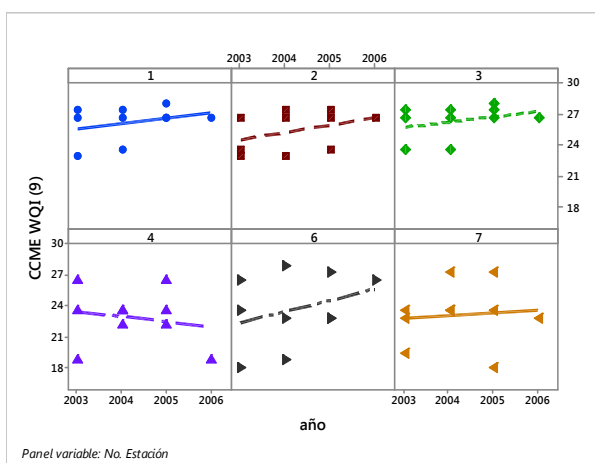


FIGURA 4.26 Tendencia temporal CCME WQI por estación

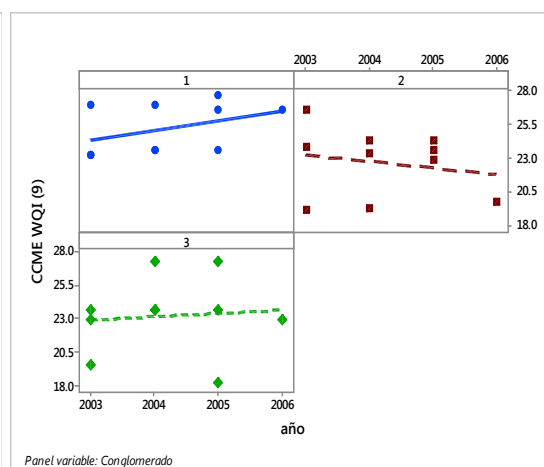


FIGURA 4.27 Tendencia temporal CCME WQI por conglomerado

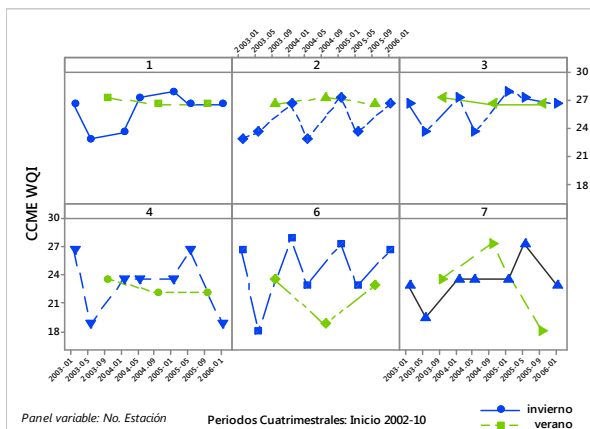


FIGURA 4.28 Tendencia estacional
CCME WQI por estación

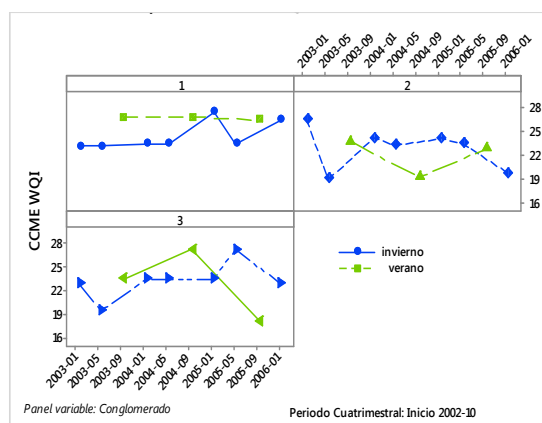


FIGURA 4.29 Tendencia estacional
CCME WQI por conglomerado

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.5 EVALUACIÓN DEL ICA

4.5.1 EVALUACIÓN DE LA SENSIBILIDAD DEL MODELO

Esta evaluación se realiza a través de un análisis de sensibilidad local aplicado a nivel de conglomerados, en periodos cuatrimestrales, con el set de datos entre octubre-2002 y enero-2006. En la evaluación se mantiene constante las variables iniciales que conforman el índice, su periodo de cálculo (cuatrimestral), y los objetivos de calidad (preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, según la legislación nacional).

Se descarta el análisis de sensibilidad multivariante siendo que el nivel de correlación entre la mayoría de las variables en los tres conglomerados fue bajo ($r_s < 0,4$). En adición, variables como CT, DQO, PO₄, que mostraron en uno a más clústeres un r_s mayor, fueron descartadas en la etapa de selección de variables, siendo representadas por CF, DBO y PO₄, respectivamente. Estas últimas variables fueron efectivamente los parámetros con un $r_s > 0,4$ con las cuales existió esta asociación, principalmente.

4.5.1.1 Sensibilidad respecto al número de variables

Según lo expuesto en la metodología (Capítulo 3.3), se lleva a cabo este análisis mediante un análisis de sensibilidad univariante, manteniendo constante el número de muestras para el cálculo del índice y los objetivos de calidad de la siguiente forma:

- Número de muestras: Periodos cuatrimestrales, tres años.
- Objetivos de calidad: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, detallados en el Capítulo 4.2.4.

En cuanto a la selección de los parámetros, se mantienen las nueve variables seleccionadas con base en el análisis bibliográfico, normativo y estadístico, descrito en el Capítulo 4.2.5.

De entre las variables seleccionadas en la construcción del índice, las de mayor influencia tanto en los resultados del PCA como en el FA (TABLA 4.21, TABLA 4.23) en orden descendente fueron: CF, NH₃, DBO, NO₃, TDS ele, seguidas de T, DET, AcyG y OD(W). Por tanto, se parte desde las nueve variables que conforman el índice de calidad (CCME WQI (9)) y se van eliminando secuencialmente los parámetros que menos aportan a la varianza total del set de datos, hasta mantener dos variables (CCME WQI (2)), según se detalla en la TABLA 4.31.

Siendo que los valores del ICA a nivel de estaciones fueron muy similares, especialmente en las estaciones 1,2 y 3 (FIGURA 4.22, FIGURA 4.23, TABLA 4.29) el análisis de sensibilidad se lleva a cabo a nivel de clústeres, que presentan una variabilidad mayor entre ellos según se observó en la FIGURA 4.24, FIGURA 4.25, TABLA 4.30 y FIGURA 4.27.

TABLA 4.31 Secuencia de eliminación de variables del CCME WQI

CCME	No. Variables	Variables									
CCME WQI (9)	9	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS ele	DET	T	AcyG	% Sat.OD(W)	
CCME WQI (8)	8	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS ele	DET	T	AcyG		
CCME WQI (7)	7	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS ele	DET	T			
CCME WQI (6)	6	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS ele	DET				
CCME WQI (5)	5	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS ele					
CCME WQI (4)	4	CF	NH ₃	DBO	NO ₃						
CCME WQI (3)	3	CF	NH ₃	DBO							
CCME WQI (2)	2	CF	NH ₃								

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la FIGURA 4.30 se muestran los resultados del ICA calculado por periodos cuatrimestrales entre octubre-2002 hasta enero-2006 para los tres clústeres, con la secuencia de variables. Al determinar su valor con tres y dos variables para todos los cuatrimestres, el WQI da como resultado valores de cero para ambos casos (estos valores no aparecen en las gráficas).

Al eliminar las variables OD(W) y AcyG en los 3 conglomerados, se incrementa el valor del índice de calidad (CCME WQI (8), (7)) en aproximadamente 7 puntos en cada periodo, pero se mantiene dentro de la misma categoría y se mantiene el mismo patrón. Luego de descartarse adicionalmente T (CCME WQI (6)) se genera posteriormente una alteración en el patrón del índice.

En función de estos resultados, el CCME WQI con siete variables se constituye un punto de inflexión a partir del cual, su valor desciende en mayor magnitud y ya no se pueden visualizar las fluctuaciones de calidad que se denotaban en varios periodos de tiempo.

La magnitud del aumento y disminución del valor del índice en función del número de variables puede observarse en los diagramas de barras para cada periodo de cálculo y en forma global, en el diagrama de cajas (FIGURA 4.31).

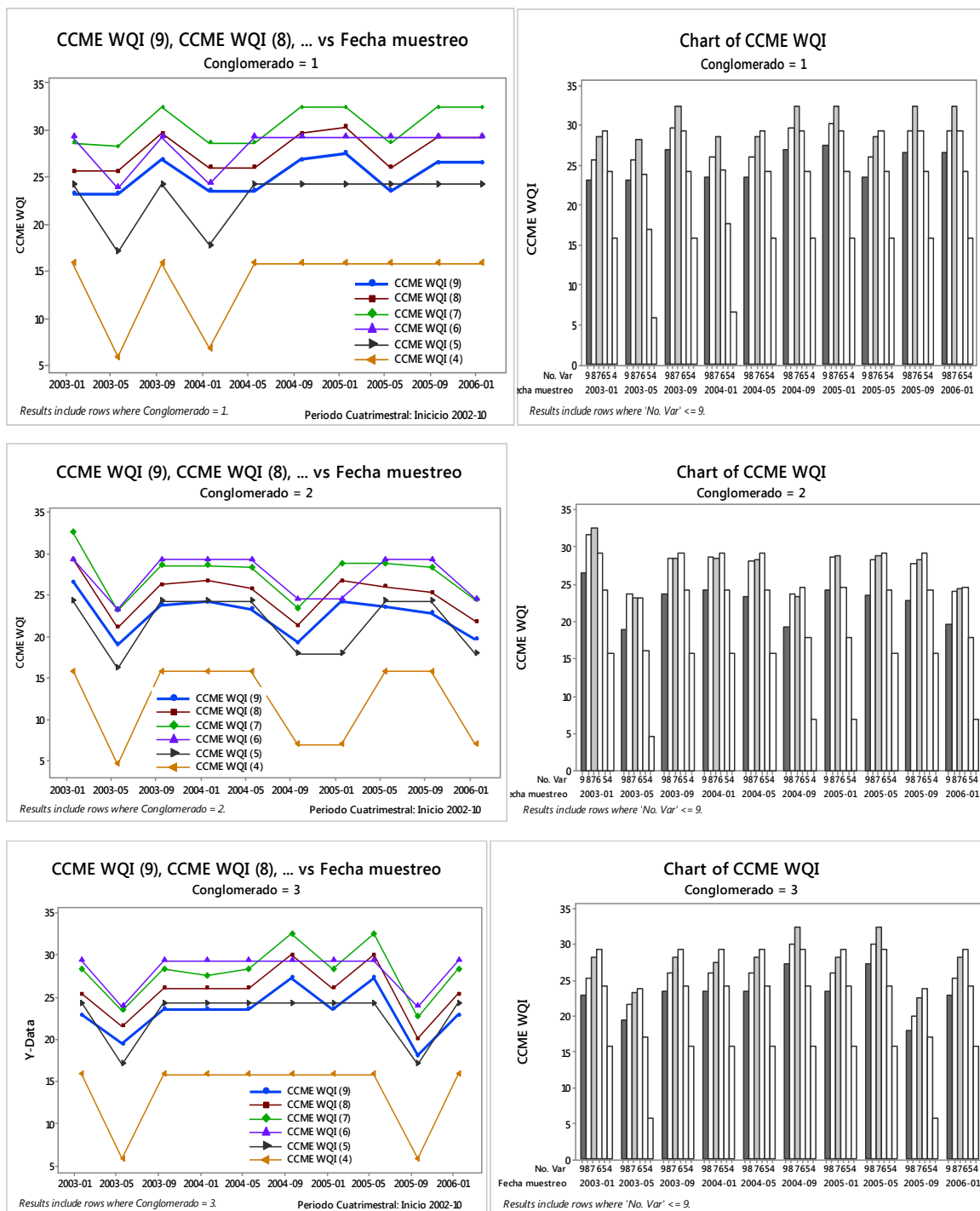


FIGURA 4.30 Sensibilidad CCME WQI al número de variables

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

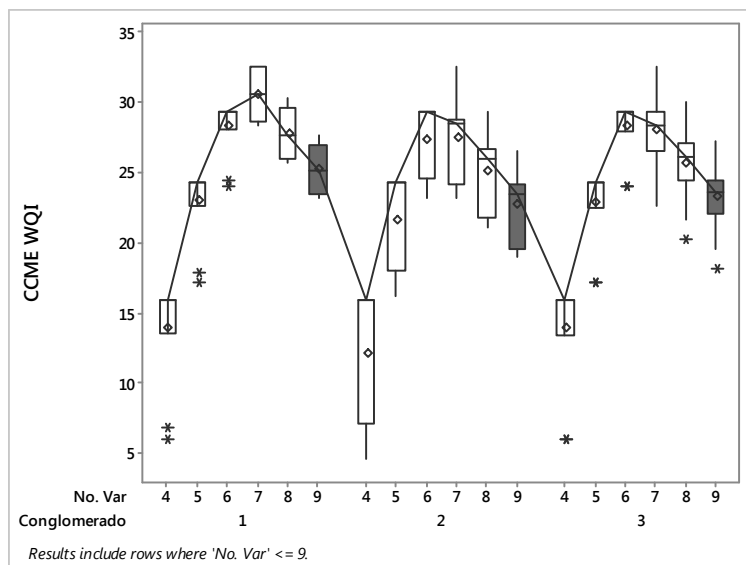


FIGURA 4.31 Boxplot CCME WQI (Δ núm. variables)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Este comportamiento mostrado del WQI frente al número de variables es coherente con los resultados del PCA y FA: al retirar variables cuya influencia en la variabilidad total del sistema es menor como los son OD(W) y AcyG, se evidencia un aumento del WQI, pero este no es significativo y se mantiene el patrón del índice, mas al eliminar variables con mayor influencia, además de variar numéricamente el índice, también cambia su patrón general. Esto es muy evidente al eliminar variables como T (punto de inflexión, CCME con 6 variables) o DET (CCME (6)), y más aún, al eliminar las variables con mayor carga en los VFs 1, 2 o 3 como TDS ele, NO₃, DBO. Así, al eliminar NO₃ (CCME WQI (3)) y DBO (CCME WQI (2)), los valores para todos los puntos y conglomerados toman el valor de cero.

En la FIGURA 4.32, se observa la variación del índice de calidad para cada clúster en función del número de variables, utilizando los valores mínimos, medios y máximos de los valores cuatrimestrales dentro del periodo de estudio. El punto de inflexión dependiente de cada clúster se encuentra al emplear alrededor de las siete variables o al remover DQO (9 variables remanentes), OD (8) y AcyG (7), al igual que lo analizado anteriormente.

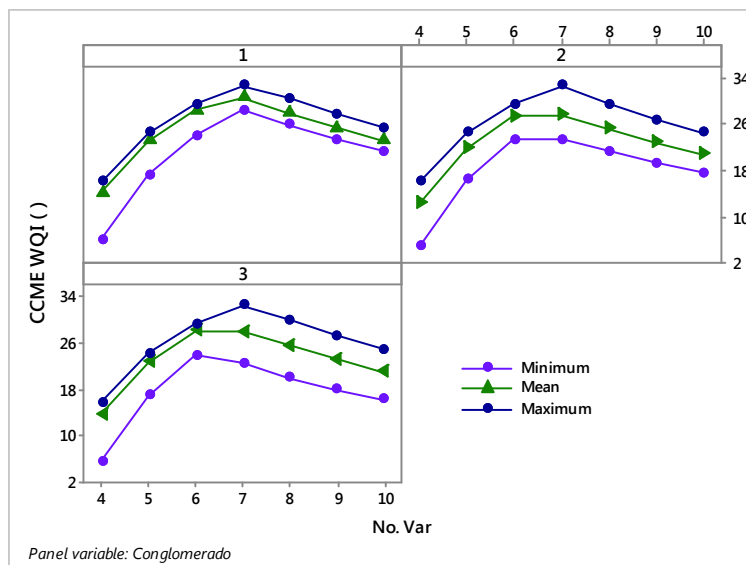


FIGURA 4.32 Medios, mínimos y máximos CCME WQI (Δ núm. variables)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Por otro lado, al analizar la excedencia (nse) respecto a la normativa de control del set de datos para cada variable, las variables que aportan en forma cuantiosa son CF y NH_3 , siendo prácticamente las responsables de que el componente F3 sea igual al 100% a lo largo del todo el set de datos y con los diferentes números de variables. Entonces, la variación en el comportamiento del índice en este caso obedece a los factores F_1 y F_2 , correspondientes al número de variables que incumplen el objetivo de calidad y su frecuencia. En este caso los factores críticos que hacen la diferencia en el comportamiento del índice son DET y TDS, siendo que estas variables no exceden en ningún punto del set de datos a su valor objetivo.

En función de estos resultados, entonces el análisis de sensibilidad aplicado para evaluar el número de variables relevantes utilizadas en el CCME QWI, calculado en periodos cuatrimestrales a nivel de clústeres, con el set de datos entre octubre-2002 y enero-2006 muestra que las variables DQO, OD(W) y AcyG generan variaciones menores en el índice de calidad que no alteran en forma importante el patrón de comportamiento del CCME WQI a lo largo del tiempo; pudiéndose conformar por tanto este índice con un número de siete variables; esto tomando en cuenta que DET y TDS son variables críticas del modelo, puesto que en caso de

exceder los objetivos de calidad influirían en forma importante en el comportamiento del CCME WQI.

Se remarca que este índice aplica a la evaluación de la calidad del agua para preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, según la normativa ambiental nacional.

4.5.1.2 Sensibilidad respecto a los valores medidos del conjunto de datos

En este análisis se determina el ER sobre el CCME WQI variando la calidad de los valores del conjunto de datos bajo dos escenarios. En el primer escenario ocurre la una variación univariante de los parámetros que conforman el índice desde sus valores mínimos hasta sus máximos registrados. En el segundo, ocurre esta variación desde los valores objetivos de calidad o valores mínimos de contaminantes hasta sus valores máximos registrados; bajo el supuesto de una mejora en la calidad del río.

Escenario 1: Variación entre los valores mínimos y máximos de las variables

En la TABLA 4.32 se muestran los objetivos de calidad de la normativa; valores mínimos ($k-\Delta k$) y máximos ($k+\Delta k$) reportados para cada uno de los parámetros medidos a nivel de clústeres, así como el valor promedio calculado entre estos dos valores (k). También se listan los valores del CCME WQI correspondientes a los valores máximos $C(k+\Delta k)$, mínimos $C(k-\Delta k)$ y medios $C(k)$.

Las variables indicadas en la TABLA 4.32 corresponden a las seleccionadas para la conformación del índice de calidad (CCME WQI (9), Capítulo 4.3.1.3).

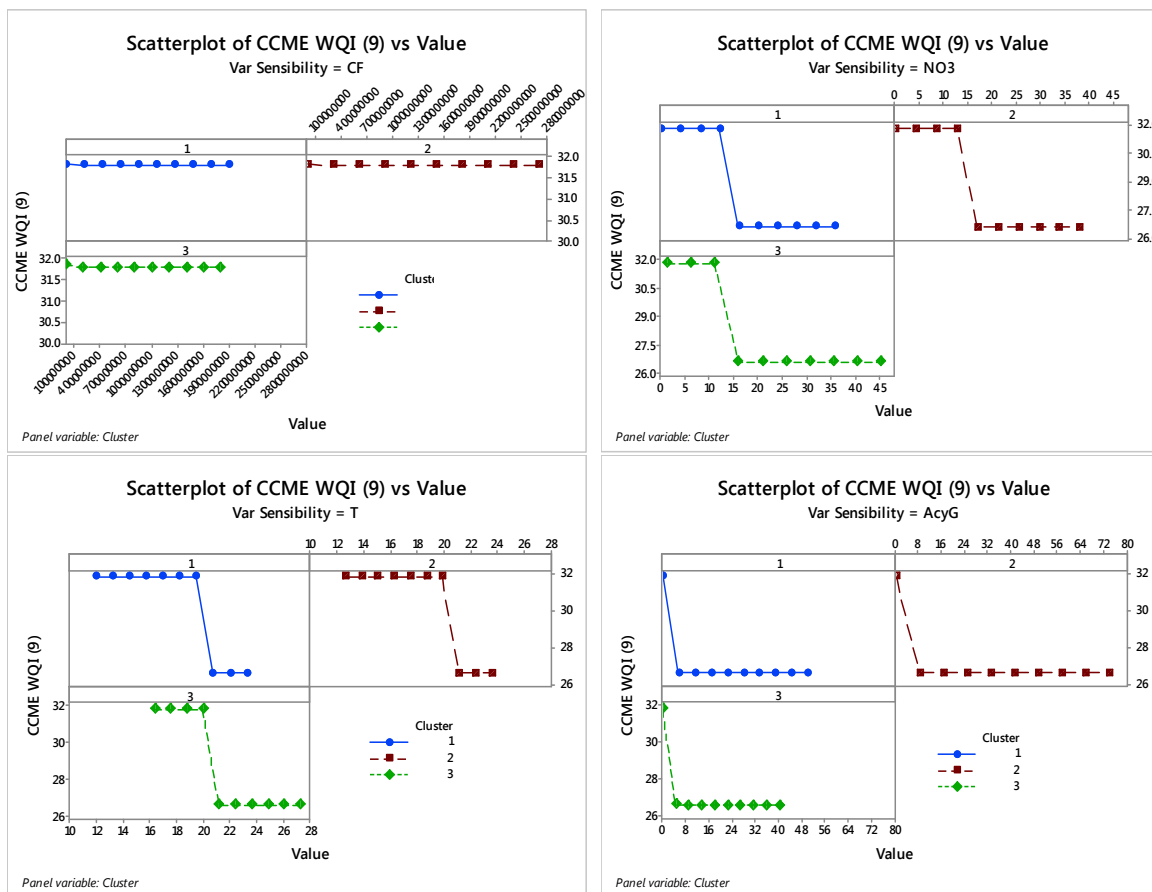
TABLA 4.32 Variables de cálculo utilizadas para el cálculo del ER

Variable	CF	NH ₃	DBO	NO ₃	TDS	DET	T	AcyG	% Sat OD(W)	OD
	NMP/100m L	mg/L	mg/L	mg/L	uS/cm	mg/L	°C	mg/L	%	mg/L
Objetivo de Calidad	200	0.02	20	13	1470	0.5	20	0.3	0.8	
Clúster	1									
(k-Δk)	8000	6.38	26	0.111	105	0.006	11.9	0.01	0.002	0.025
(k+Δk)	1.90E+09	38.55	209	35.87	519	0.350	23.2	50	0.443	4.7
k	9.50E+08	22.5	117.5	18.0	312.0	0.178	17.6	25.0	0.191	2.36
C(k-Δk)	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.81	
C(k+Δk)	31.81	31.81	31.82	26.59	31.82	31.82	26.59	26.59	31.82	
C(k)	31.81	31.81	31.82	26.59	31.82	31.82	31.82	26.59	31.82	
Clúster	2									
(k-Δk)	1000	4.86	21	0.111	119	0.007	12.5	0.005	0.047	0.5
(k+Δk)	2.70E+09	37.95	201	38.09	586	0.484	23.5	74	0.454	4.6
k	1.35E+09	21.4	111.0	19.1	352.5	0.246	18.0	37.0	0.211	2.55
C(k-Δk)	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	31.82	
(C(k+Δk))	31.81	31.81	31.82	26.59	31.82	31.82	26.59	26.58	31.82	
C(k)	31.81	31.81	31.82	26.59	31.82	31.82	31.82	26.59	31.82	
Clúster	3									
(k-Δk)	5000	5.77	23	1.33	103	0.006	16.3	0.01	0.002	0.025
(k+Δk)	1.80E+09	29.75	257	45.17	415	0.472	27.2	40	0.582	5.8
k	9.00E+08	17.8	140.0	23.3	259.0	0.239	21.8	20.0	0.269	2.91
(C(k-Δk)	31.84	31.84	31.84	31.84	31.84	31.84	31.84	31.84	31.82	
(C(k+Δk)	31.81	31.81	31.84	26.61	31.84	31.84	26.61	26.60	31.84	
(Ck)	31.81	31.81	31.82	26.59	31.82	31.82	31.82	26.59	31.82	

Los valores marcados con **rojo** son los mínimos o máximos registrados en el set de datos que exceden o se encuentran debajo del límite de calidad establecido por los objetivos de calidad. Los valores en **negrilla** son aquellos que cumplen el límite de calidad. Los valores en *cursiva* se utilizan en el cálculo del máximo porcentaje de saturación del OD(W) (% Saturación OD(W)), expresado como fracción.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al calcular los valores del CCME WQI, obtenidos al variar las concentraciones de cada una de las variables partiendo desde su valor mínimo (k-Δk), hasta alcanzar su valor máximo (k+Δk), manteniendo el resto de los parámetros constantes en su valor máximo de calidad reportado (mínima concentración de la variables contaminante y máxima del OD(W)), se obtuvieron gráficos como estos:



Puntuación	95 - 100	80 - 94	65 - 79	45 - 64	0 - 44
Categoría %	Excelente	Buena	Razonable	Marginal	Pobre

FIGURA 4.33 Sensibilidad CCME WQI ($k+\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 1

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

El mismo patrón de comportamiento y valores del CCME WQI prácticamente constantes para CF (FIGURA 4.33) se obtuvo con OD(W), DET, TDS, DBO, NH₃ y CF. Para NO₃, T y AcyG existe puntos de inflexión en los tres clústeres (FIGURA 4.33). En todos los casos no se sobrepasó la categorización de calidad del agua de “pobre”.

Estos resultados son lógicos, puesto que, dentro de todo el set de datos, en cuatro de nueve variables en los tres conglomerados (CF, NH₃, DBO, OD(W)), no se registró un solo valor que cumpla el objetivo de calidad respectivo (TABLA 4.32, valores marcados con rojo). Para el caso de las variables donde si se registró al

menos un valor que cumpla el criterio de calidad, donde si se aprecian puntos de inflexión, la excedencia del incumplimiento en el resto de las variables, aun cuando se encuentran en sus valores más altos de calidad, hace que se el índice se mantenga en la menor categoría.

No obstante, se puede observar que el índice es sensible a los cambios de calidad; así se tiene que para las variables donde existió al menos un valor que cumpla la normativa como NO_3 , T y AcyG, al sobrepasarse este valor disminuye en forma visible el valor del índice de calidad generándose el punto de inflexión indicado.

Al calcular el ER con los valores listados en la TABLA 4.32 y jerarquizarlo en orden descendente según su valor absoluto, se obtienen los siguientes resultados:

TABLA 4.33 ER con los máximos y mínimos de cada clúster

Clúster	1	2	3
Variable	ER (1)	ER (2)	ER (3)
T	0.255	0.269	0.392
NO_3	0.099	0.099	0.104
AcyG	0.099	0.099	0.099
NH_3	3.06E-04	2.92E-04	7.22E-04
CF	2.68E-04	2.59E-04	6.15E-04
% Sat OD(W)	1.22E-04	1.75E-05	3.00E-04
DBO	8.57E-06	1.12E-05	2.65E-05
TDS ele	0	0	0
DET	0	0	0

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Se observa que tanto la magnitud del ER calculado como las variaciones del ER entre las diferentes variables y para todos los clústeres son mínimas, es decir la variación en la salida del modelo a la variación de cada uno de los parámetros es mínima y, además, esta variación es muy similar entre las variables, de tal forma que se dificulta la selección de los parámetros que afectan o son de mayor importancia en la construcción del índice al utilizar este rango de datos.

Al graficar estos valores, las variables T, NO_3 y AcyG aparecen como las que más afectarían al modelo en los tres clústeres, sin embargo, vale recalcar que las

magnitudes del ER son mínimas y las diferencias entre el resto de las variables son insignificantes, por tanto, ninguna de estas últimas variables podría descartarse del modelo en base sólo a estos resultados.

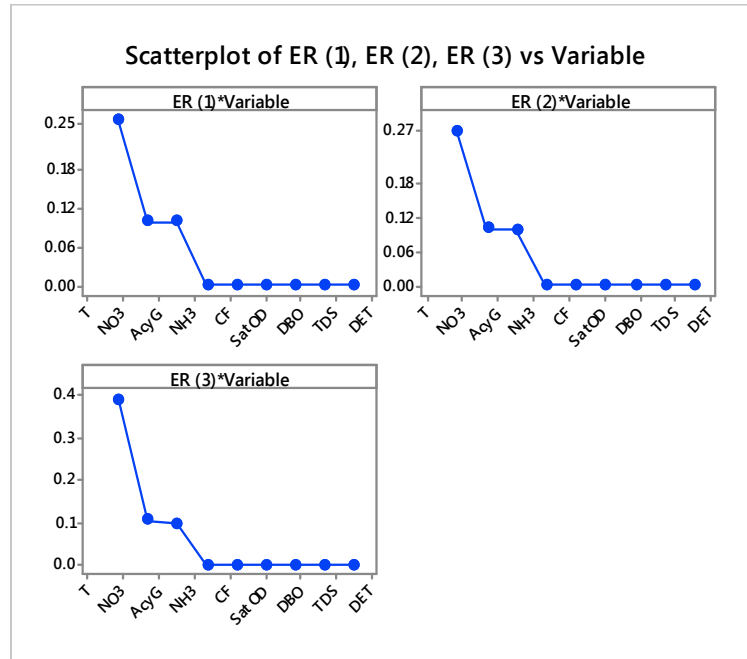


FIGURA 4.34 ER (k+Δk) - (k+Δk), escenario 1

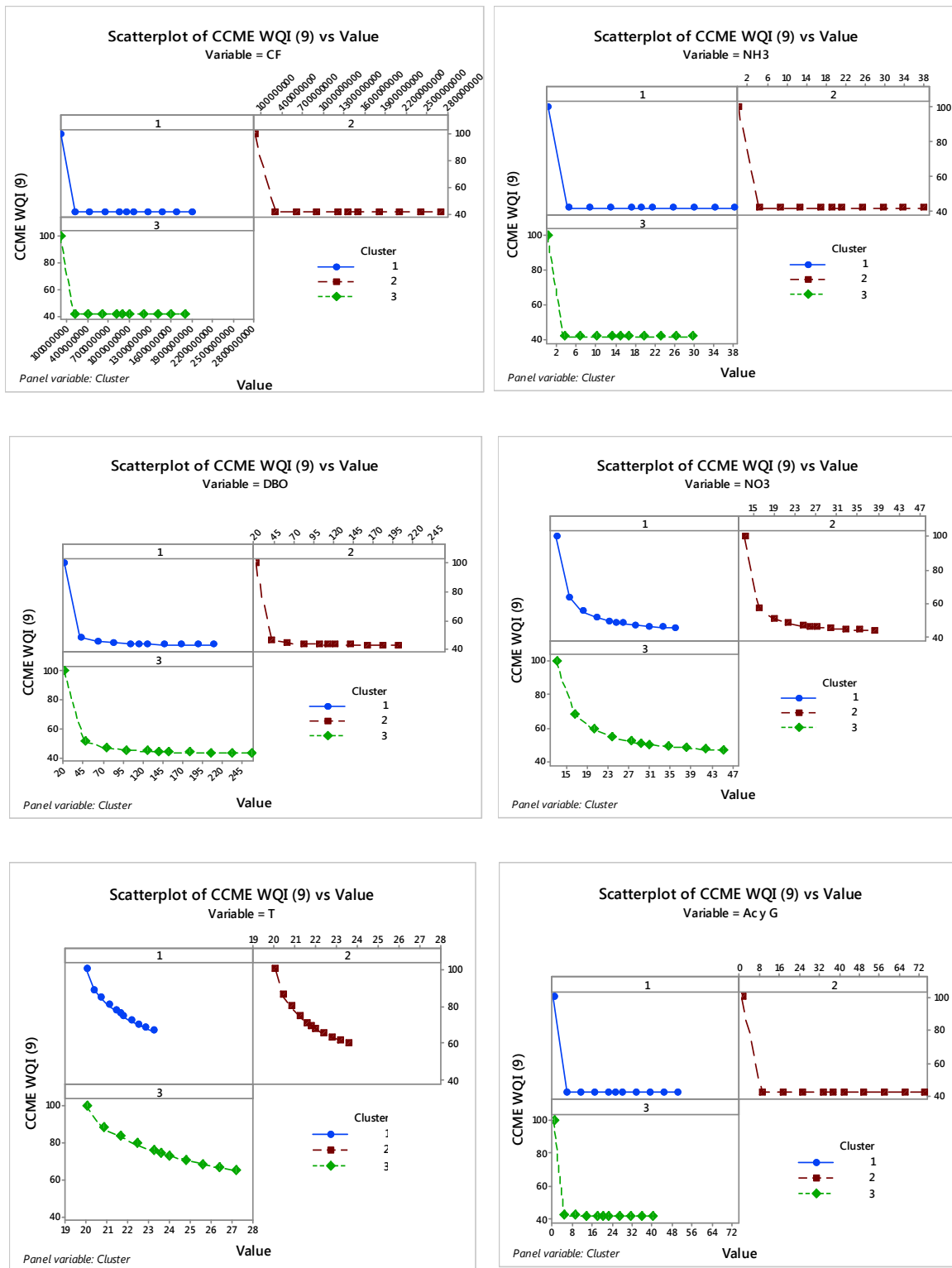
ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Escenario 2: Variación entre los valores objetivo y máximos de las variables

A fin de poder analizar la sensibilidad del modelo bajo un escenario futuro, incluyendo a las variables que en ningún momento cumplieron los criterios de calidad (CF, NH₃, DBO, OD(W)), se realiza el mismo ensayo de sensibilidad, pero en este caso se aplica a todas las variables como valores mínimos (k-Δk) los establecidos en la normativa (valores objetivo); como valores máximos ((k+Δk) se mantienen los máximos valores reportados en cada clúster para el periodo de estudio.

Puesto que los valores máximos alcanzados por las variables TDS y DET en todo el periodo de estudio cumplieron los objetivos de calidad, estas se descartan en este nuevo ensayo.

En la FIGURA 4.35 se muestra la respuesta del modelo a la variación de cada una de las variables bajo estas condiciones.



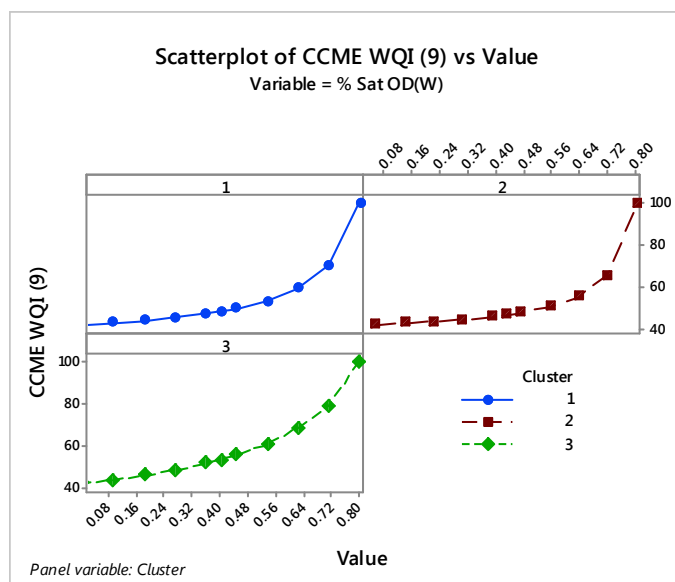


FIGURA 4.35 Sensibilidad CCME WQI ($k-\Delta k$) - ($k+\Delta k$), escenario 2

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En esta FIGURA se aprecian cambios más drásticos en la respuesta del modelo para las variables CF, NH₃, AcyG y DBO abarcando sólo dos categorías: “pobre” y “excelente”; mientras que, en el resto de las variables, la curva se suaviza e incluye el resto de las categorías de la calidad del agua. Así, para NO₃ y OD(W) se excluye únicamente la categoría de “buena”, y para T se excluye solamente “pobre”. Debido a la naturaleza del modelo, existe una excelente sensibilidad en el caso que una de las variables incumple el objetivo de calidad, de tal forma que no se evidencia eclipsamiento o sobreestimación de la calidad del agua.

En la FIGURA 4.36 se muestran los resultados del ER para cada una de las variables. De acuerdo con la gráfica las variables para las cuales el modelo es más sensible considerando su variación hasta los valores máximos reportados en el periodo de estudio serían en orden descendente, T y NO₃. En este caso la magnitud de ER es más significativa respecto al ensayo de sensibilidad del escenario 1 (FIGURA 4.34).

Con relación a los valores del ER en resto de variables, las diferencias entre ellas son mínimas de tal forma que mantienen un mismo peso o influencia en el modelo;

además, siendo que la magnitud del ER no es despreciable, no se las puede descartar del modelo.

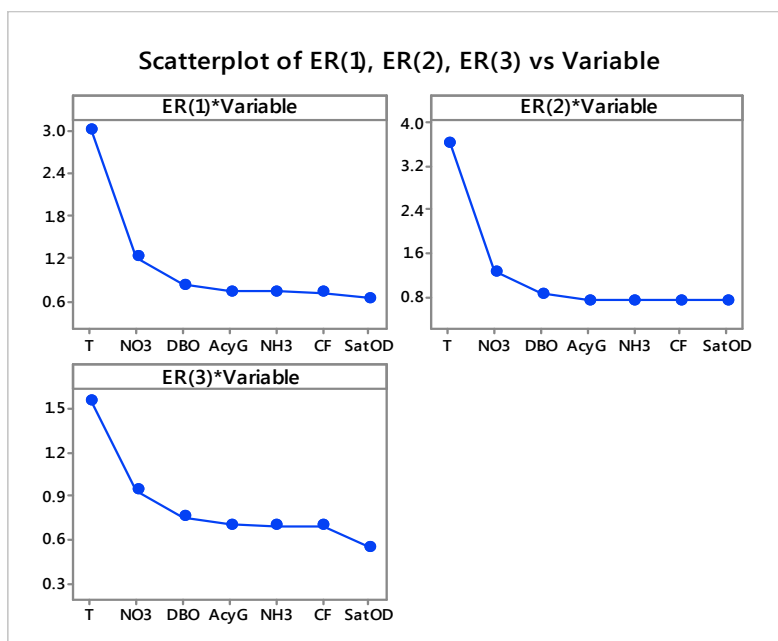


FIGURA 4.36 ER (k+Δk) - (k+Δk), escenario 2

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Entonces, según los valores del ER bajo los dos escenarios, las variables T y NO₃ se muestran como las variables más influyentes en la calidad del agua según el modelo planteado, seguidas de AcyG, pero en menor grado (identificada en el primer escenario). Así también debido a la configuración del CCME WQI, no existe eclipsamiento o sobreestimación de la calidad del agua.

4.5.1.3 EVALUACIÓN DE LOS RESULTADOS DE SENSIBILIDAD FRENTE A LAS VARIABLES INICIALMENTE SELECCIONADAS







Se compara la importancia de cada una de las variables según los criterios en la etapa de selección (Capítulo 4.2.5, TABLA 4.26), con la obtenida según el análisis de sensibilidad con variación del número de parámetros (sección 4.5.1.1) y variación de la calidad del set de datos bajo los dos escenarios: actual y futuro (sección 4.5.1.2). En el ensayo 1, se asignaron porcentajes de importancia del 50%

en las variables con ER mayor, respecto al 100% que se asignó en el ensayo 2. Esto se debió a que la magnitud del ER fue mayor en este último.

TABLA 4.34 Jerarquización de la importancia de las variables del ICA

No.	Variable	Criterios selección de variables ⁽¹⁾	Número de variables ⁽²⁾	Análisis de Sensibilidad del Modelo	
				Calidad del set de datos según el ER. Rango de variación de las variables ⁽³⁾	
				Escenario 1 (actual) (Mínimo - Máximo) obj. ^(a)	Escenario 2 (futuro) (Obj. - Máximo) obj. ^(b)
1	N-NO ₃	97%	100%	50%	100%
2	T	90%	100%	50%	100%
3	DBO	100%	100%	0%	100%
4	CF	99%	100%	0%	50%
5	N-NH ₃	76%	100%	0%	50%
6	EC	95%	100%	0%	0%
7	AcyG	76%	0%	50%	50%
8	DET	69%	100%	0%	0%
9	OD (W)	99%	0%	0%	50%

Adaptación de la Categorización de Variables de Walski y Parker, Dunnette y Dinius:

	Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica		Afectación o Peligros a la Salud
	Sustancias Disueltas-Material Iónico		Afectación a la vida acuática-Eutrofización
	Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua		Contaminantes específicos

(1) Resultado global de los criterios para la selección de variables: análisis bibliográfico, grado de correlación entre variables y análisis multivariante PCA/FA. Al máximo valor se asigna un valor del 100% y el resto de los valores son re escalados.

(2) Cálculo del CCME WQI eliminando las variables que conforman el índice (una a la vez) en orden ascendente de importancia según la categorización del PCA/FA: OD(W), AcyG, T, DET, TDS, NO₃ y DBO.

(3) Cálculo del CCME WQI con las nueve variables que conforman el índice, con variación en la concentración de una variable a la vez. Luego se calcula el ER y se pondera en una escala de importancia de 0 – 100%.

(a) Se calculan los valores del CCME WQI con la variación de la concentración de una variable a la vez desde el valor mínimo reportando hasta alcanzar el valor máximo, manteniendo constantes el resto de los parámetros con los valores de los objetivos de calidad de la normativa respectivos de cada parámetro (obj.)

(b) Se calculan los valores del CCME WQI con la variación de la concentración de una variable a la vez desde el obj. respectivo de esa variable hasta alcanzar el valor máximo reportado, manteniendo constantes el resto de los parámetros con los obj. de cada parámetro. Para el caso de EC y DET ninguno de sus valores excede el obj. Por tanto, no se pudo calcular el ER (b), entonces se asigna el valor de 0% para la jerarquización de las variables según su ER.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Estos resultados se visualizan en la FIGURA 4.37 y FIGURA 4.38.

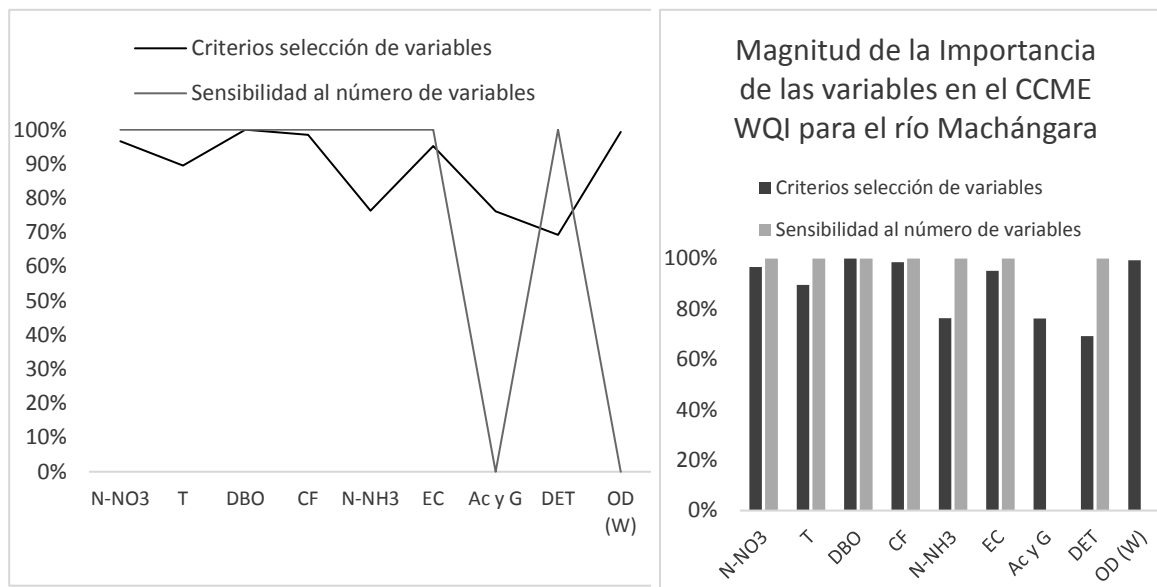


FIGURA 4.37 Variables de importancia según su número CCME WQI

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En la FIGURA 4.37 se observa que las variables de mayor importancia o las que más influyen en la variación de la calidad del agua según el modelo planteado, son similares a las seleccionadas bajo los criterios bibliográficos, de normativa y análisis multivariante, excepto para el caso de AcyG y OD (W).

Siendo que AcyG al igual que T están bajo la misma categoría de calidad (Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua), la variable AcyG en principio podría ser descartada, sin embargo, al efectuarse el análisis de sensibilidad local en el rango registrado de las variables en el periodo de estudio (FIGURA 4.38, escenario 1) y con una mejora a futuro en la calidad del agua (FIGURA 4.38, escenario 2), su influencia es importante en el modelo. Por tanto, no se la excluye del mismo.

En cuanto a la variable OD(W), la menor influencia en la calidad del agua es lógica puesto que en todo el set de datos sus valores registrados siempre incumplieron la normativa, no obstante, bajo un escenario de mejora de la calidad del agua, se

convierte en una variable importante, cuyo porcentaje de importancia se acerca a los criterios inicialmente establecidos para la construcción del modelo.

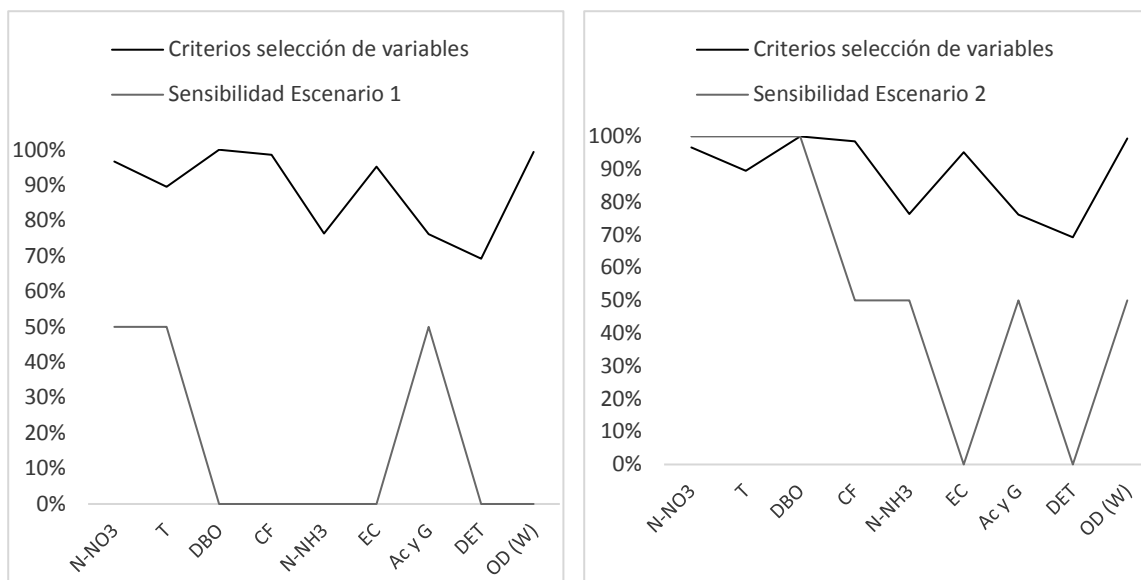


FIGURA 4.38 Variables de importancia CCME WQI, escenario 1 y 2

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

En el escenario 1, cada variable varía entre sus límites mínimos a los máximos reportados, manteniendo constante el resto de los parámetros en el valor máximo de calidad. Se observa que parámetros como DBO, CF, N-NH₃ y OD (W) son de menor importancia respecto a N-NO₃, T y AcyG. Este resultado es totalmente coherente siendo que todos los valores registrados de esos contaminantes incumplieron los valores de calidad objetivos.

Se debe observar que, por definición, el modelo es sensible a las variaciones de los parámetros de calidad siempre y cuando existan incumplimientos respecto a un objetivo de calidad. Es por ello también que la variación de los parámetros EC y DET no influye en el resultado de la calidad del agua, puesto que en todo momento estas variables cumplieron los objetivos de calidad en el periodo de estudio.

El escenario 2 o escenario futuro ha sido diseñado de tal forma que se espera que se registre al menos un valor de DBO, CF, N-NH₃ y OD (W) que cumpla con la

normativa y además no se incrementen los máximos valores de contaminación registrados bajo el periodo actual. Bajo estas nuevas condiciones, se observa que la importancia de las variables en el modelo se aproxima a los criterios de selección iniciales planteados.

Siendo que TDS (EC) se encuentra categorizada dentro del grupo de las variables más importantes según los criterios de selección de variables (casi el 100% de importancia), seguida de DET y, dentro de estos criterios se tomó en cuenta el aporte a la variabilidad total al set de datos; criterio que no consta en el análisis de sensibilidad, se considera pertinente no eliminarlas de las variables que conforman el índice de calidad.

Entonces, con base en los criterios bibliográficos, de normativa de control ambiental, de resultados del análisis de correlaciones y multivariante, así como de sensibilidad al número de variables y a su calidad; las variables seleccionadas para la conformación de índice según el modelo planteado del CCME son: T, NO₃, AcyG, NH₃, CF, OD(W) (expresado como % Sat OD), DBO, TDS y DET. Así también, en el periodo de estudio octubre 2002– enero 2006 las variables que mayor influencia tuvieron en la variación de la calidad del agua son N-NO₃, T y AcyG, siendo que para parámetros como DBO, CF, N-NH₃ y OD (W) en todo momento se registraron valores menores a los mínimos de los objetivos de calidad y los valores de los parámetros DET y TDS cumplieron la normativa u objetivos de calidad. No obstante, esas variaciones de calidad generadas por N-NO₃, T y AcyG fueron mínimas, de tal forma que la calidad del agua siempre se categorizó como “pobre”.

4.5.2 COMPARACIÓN CON OTROS ÍNDICES DE CALIDAD

En este Capítulo se analizan los parámetros que conforman diferentes índices de importancia mundial e índices desarrollados para ríos en zonas del trópico. Se selecciona el índice de calidad de la NSF(ICA-NSF) siendo que está conformado por la mayoría de las variables disponibles en el set de datos, cubriendo estas además casi todas las categorías en la selección de variables del CCME WQI para el río Machángara.

Se calcula entonces el ICA-NSF con los valores promedios cuatrimestrales dentro del periodo de estudio octubre 2002 – enero 2006, a nivel de conglomerados, procurando mantener las proporciones de los pesos originales del modelo, con las variables utilizadas.

4.5.2.1 Selección de índices para la comparación

En la TABLA 4.35 se muestran las variables que conforman algunos de los índices de calidad de importancia mundial y diseñados para zonas de trópico.

Se observa que el ICA de la NSF y el ISQA de Queralt cumplen el porcentaje mínimo establecido en la metodología: alrededor del 70% de disponibilidad de variables en el set de datos, aceptable para representar ese modelo de calidad.

Al considerar el método de agregación de cada modelo, el ISQA no dispone de un modelo aditivo o multiplicativo ponderado, sino una ecuación específica; esto hace que no sea posible realizar una reponderación para utilizarlo.







El ICA-NSF contempla casi todas las categorías del CCME WQI (excepto la de contaminantes específicos). Sin embargo, en la base de datos consolidada no se dispone de los parámetros pH, Sólidos Totales y Turbiedad, que cubren las categorías de Sustancias Disueltas-Material Iónico (pH) y Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua (las dos últimas variables).

En esta última categoría se encuentra incluida la variable T, disponible en el set de datos y requerida en el ICA-NSF, pero no es una variable relacionada fuertemente con ST y Turb como para representar en su totalidad esta categoría. No obstante, al analizar las ponderaciones o importancia de la Turb y los ST en dicho índice (Capítulo 2.3.1, TABLA 2.3, éstas corresponden a las más bajas (0,08 y 0,07 en una escala de 0-1). Además, según Canter (1998) y Lobo 2000), estas variables son limitantes principalmente para las aguas de consumo humano; uso para el cual no se encuentra destinado el índice de la CCME del río Machángara; por tanto, es factible descartarlas en el cálculo del ICA-NSF.

TABLA 4.35 Variables de ICAs a nivel mundial y para ríos de trópico

Variables	Variables disponibles en el set de Datos	NSF (1970)	Queralt (1982)	Dinius (1987)	Rojas (1991)	Montoya (1997)	León (1998)	CETESB (2002)	Ballesteros et. al. (2004)
Oxígeno Disuelto	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DBO5	1	1		1	1	1	1	1	1
Coliformes Fecales	1	1		1	1	1	1	1	1
pH		0		0	0	0	0	0	0
Temperatura	1	1	1	1			1	1	
Sólidos Totales		0			0	0		0	0
Sólidos Suspendedos			0			0	0		0
Turbiedad		0			0	0		0	0
Conductividad	1		1	1		1			
Alcalinidad				0		0	0		
Dureza Total				0		0	0		
Coliformes Totales	1			1		1	1		
Nitratos	1	1		1		1	1		
Color				0		0			0
Fósforo Total								0	0
Fosfatos	1	1				1	1		
Cloruros				0		0	0		
DQO	1		1				1		
Nitrógeno Total								0	0
Nitrógeno Amoniacal	1					1	1		
Grasas y aceites	1					1			
Detergentes	1					1			
Fenoles							0		
Número requerido de parámetros para el índice		9	5	12	6	18	15	9	10
Número de variables disponibles		6	4	7	3	10	9	4	3
% de disponibilidad de variables		67%	80%	58%	50%	56%	60%	44%	30%

Adaptación de la Categorización de Variables de Walski y Parker, Dunnette y Dinius:

	Agotamiento/ Nivel de Oxígeno – Materia Orgánica		Afectación o Peligros a la Salud
	Sustancias Disueltas-Material Iónico		Afectación a la vida acuática-Eutrofización
	Características físicas – Afectación al sabor u olor o apariencia del agua		Contaminantes específicos

Las variables en **negrilla** son las utilizadas en el ICA del río Machángara. Los valores en color **rojo** son variables no disponibles en el set de datos o cuyo porcentaje de disponibilidad es inaceptable para representar ese índice.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

La variable pH es un parámetro que en el ICA-NSF cubre la categoría de Sustancias Disueltas-Material Iónico y tiene un peso importante (0,11 en una escala de 0-1) pero menor respecto al OD (0,17). Determina la aptitud para el desarrollo de la vida acuática y agua potable según Canter (1998) y Lobo (2000). No obstante, el OD, parte de las variables de este índice, es más específico al determinar condiciones críticas para preservación de la vida acuática, sin incluir la evaluación de la calidad

del agua de captación para uso potable (según Canter y Lobo) y su importancia es mayor (0,17) respecto a la del pH. Siendo que el objetivo de calidad del CCME WQI es la preservación de la vida acuática, entonces es aceptable la eliminación del pH en el conjunto de variables que conforman el ICA-NSF. Entonces, se procede a la realización de la comparación de los resultados del índice de la CCME utilizado para el río Machángara, con el ICA-NSF de Brown et al. (1970), eliminando pH, Sólidos Totales y Turbiedad de su modelo.

4.5.2.2 Ajuste de los índices a las variables disponibles

En la TABLA 4.36 se listan las variables a ser utilizadas en el cálculo del ICA-NSF modificado, la ponderación del modelo original y su modificada una vez efectuado el ajuste de las ponderaciones y, la importancia o significación de la variable para diferentes usos del recurso. Con el ajuste de las ponderaciones en el ICA-NSF, existe una diferencia en la importancia establecida en el modelo modificado respecto al original. del 25% (en los parámetros con mayor peso) hasta el 40% (en los de menor ponderación).

TABLA 4.36 Variables del ICA-NSF para la evaluación del CCME WQI

#	Parámetro	Unidad	Ponderación ICA-NSF	Ponderación ICA-NSF Modificado	Diferencia Ponderación	Descripción Importancia del Parámetro (Canter 1998, Lobo 2000)
1	OD	% Sat.	0,17	0,21	24%	Condiciones críticas para la vida acuática
2	CF	NMP/100mL	0,16	0,20	25%	Contaminación fecal, limitante para consumo humano
3	DBO ₅	mg/L	0,11	0,15	36%	Materia orgánica biodegradable, limitante para aguas de consumo humano
4	N-NO ₃	mg/L	0,10	0,14	40%	Determina niveles de eutrofización riesgo por consumo
5	PO ₄	mg/L	0,10	0,14	40%	Determina niveles de eutrofización
6	ΔT	°C	0,10	0,14	40%	Crítico para la vida acuática y consumo humano

ΔT= desviación de la temperatura respecto a la del equilibrio. Se utiliza como $T_{\text{equilibrio}}=20^{\circ}\text{C}$ que corresponde a la temperatura para preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, utilizada como objetivo de calidad en el CCME WQI.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

4.5.2.3 Valores obtenidos con los índices seleccionados

En la FIGURA 4.39 se observan los resultados del ICA-NSF_{modificado} calculado sobre los valores promedios cuatrimestrales en el periodo de estudio octubre 2002 – enero 2006, en los tres conglomerados.

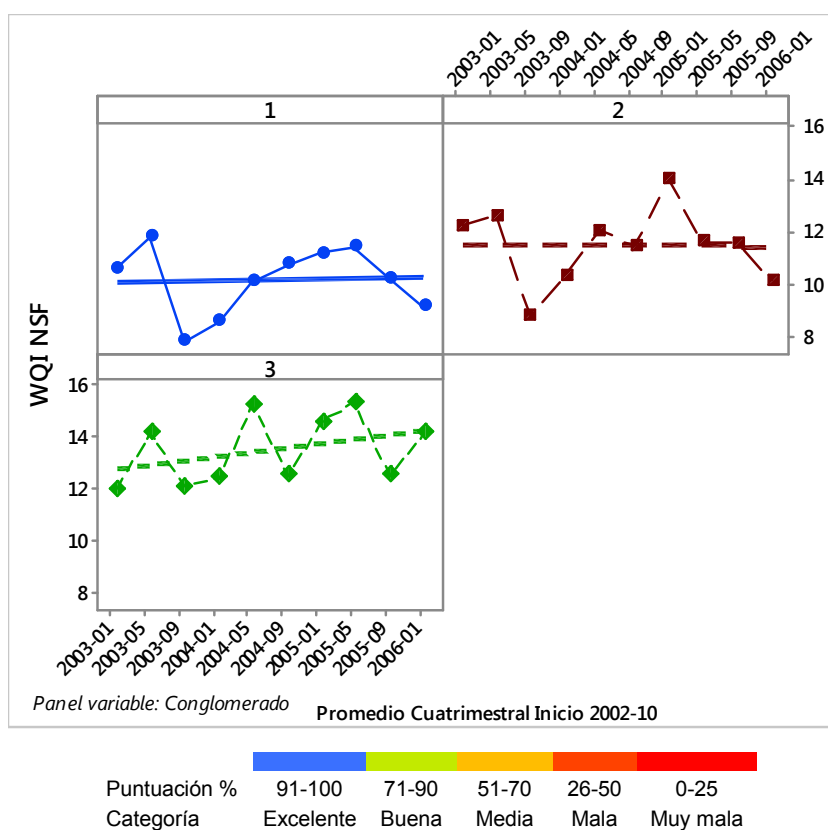


FIGURA 4.39 ICA-NSF_{modificado} por conglomerados

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Al igual que para el caso del índice de la CCME aplicado al río Machángara, la calidad del río en los tres conglomerados se ubica en la mínima escala de valoración del índice, en este caso denominada “Muy mala”, con valores entre el 8% y 16%.

Con base en estos resultados, se interpretaría que los dos índices de calidad son equivalentes; no obstante, si se calcula el ICA-NSF_{modificado}, con los valores u objetivos de calidad de la normativa empleados para el caso del CCME WQI

(asignando el valor de alrededor de cero a la variable fosfatos, a fin de obtener un índice del 100%), se obtiene un valor de 54%, correspondiente a la categoría “Media”.

Este resultado difiere del valor del CCME WQI, que al ser calculado con objetivos de calidad de la normativa arroja un valor del 100% que representa una calidad “Excelente” en contraste con la calidad “Media” obtenida con el ICA-NSF_{modificado}.

Este resultado muestra que aun cuando fueron descartadas en el cálculo del ICA-NSF_{modificado} variables como pH, Sólidos Totales y Turbiedad, enfocadas principalmente en la evaluación de la calidad del agua como fuente de abastecimiento para consumo humano previo tratamiento, los subíndices y ponderaciones del resto de variables están diseñadas para ese uso (no para el de preservación de vida acuática y silvestre) y por tanto, estos dos índices, el ICA-NSF y el CCME WQI para el río Machángara, no pueden ser directamente comparables.

Por otro lado, si se compara el resultado del ICA-NSF_{modificado} (54%, calidad “Media”), obtenido con los objetivos de calidad de la normativa nacional para preservación de vida acuática y silvestre, bajo la escala de valoración de algunos índices diseñados para ríos en zonas del trópico, se obtiene una calidad de agua “Buena” (TABLA 4.37).

Este resultado es más cercano a la puntuación de “Excelente” obtenida con el CCME WQI. Esto es lógico, puesto que la escala de valoración de los índices para ríos en zonas de trópico fue diseñada para fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, criterio generalmente más exigente respecto al de preservación de la vida acuática y silvestre, utilizada en el CCME WQI para el río Machángara.

Estos resultados evidencian la importancia de utilizar índices diseñados para un mismo uso y con base en estudios referenciales de ríos sometidos a similares condiciones.

TABLA 4.37 Escalas del ICA-NSF, CETESB, Rojas e ICAUCA.

ICA-NSF (Estados Unidos)		CETESB-IQA (Brasil) ICA Rojas, ICAUCA (Colombia)		
Uso: Fuentes de abastecimiento para consumo humano previo tratamiento		Uso: fuentes de abastecimiento para consumo humano previo tratamiento, uso público.		
Valor	Escala	Valor ICA CETESB	Valor ICA Rojas / ICAUCA	Escala
91 - 100	Excelente	80 – 100	80-100	Optima / excelente
71 - 90	Buena	52 – 79	50-80	Buena
51 - 70	Media	37 – 51	35-50	Aceptable / regular
26 - 50	Mala	20 – 36	20-35	Mala/Inadecuada
0 - 25	Muy Mala	0 – 19	0-20	Muy Mala / Pésima

Los valores marcados con **negrilla** corresponden a la clasificación obtenida al calcular el índice indicado con los valores objetivos de calidad para la preservación de vida acuática y silvestre utilizados en el CCME WQI para el río Machángara.

FUENTE: Abbasi y Abbasi, 2012; Samboni Ruiz et al., 2007);(Ballesteros et al., 2004; IAEA, 2008

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

- En este estudio fueron utilizadas diferentes herramientas estadísticas descriptivas en la etapa de consolidación de la base de datos. Su uso permitió comprender el comportamiento de los datos, identificando los principales factores causantes de su variabilidad, conduciendo a la utilización objetiva de técnicas adecuadas para la depuración, uniformización y llenado de vacíos de información. Por tanto, se debe incluir este tipo de análisis como parte de un protocolo de validación de los datos ambientales durante la etapa de levantamiento de información.
- La utilización de técnicas de análisis multivariante constituye una herramienta que facilita el manejo de la información y toma de decisiones. Así, al utilizar análisis clúster (CA), se agruparon seis estaciones de monitoreo en tres conglomerados con varianzas diferentes, sin asunciones previas. Esto facilitó sustancialmente el manejo de la información y posterior análisis en la etapa de selección de variables para la conformación del índice de calidad.
- Los análisis multivariantes de componentes principales (PCA) y análisis por factores (FA) demostraron ser útiles en la jerarquización de la importancia de las variables en la construcción del índice al determinar las variables que mayor influencia tuvieron en la variabilidad del conjunto total de datos.
- Se considera ventajoso diseñar un índice de calidad (ICA) del agua como herramienta de gestión ambiental conjugando el criterio estadístico de análisis de datos identificando variables redundantes y que mayor influencia ejercen en la variabilidad total del set de datos; aporte de opiniones de expertos sobre la

importancia de las variables como descriptores del estado de un fenómeno ambiental y, legislación ambiental como herramienta efectiva de control.

- La utilización de la formulación del índice de la Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) bajo la legislación ambiental nacional, supone una ventaja para el control ambiental en relación con índices que no incluyen normativa local en su configuración. Así, este índice de calidad aplicado al río Machángara ha sido diseñado para el uso más deseable y posible del río que es la preservación de la vida acuática y silvestre, legalmente regulado por la autoridad de control.
- La utilización del índice de calidad aquí propuesto permite evaluar en forma sencilla la variabilidad espacial, temporal y estacional de la calidad del río. Se destaca que los ICAS sintetizan las mediciones individuales de cada una de las variables en un único valor, en contraste con las evaluaciones univariantes. De esta forma, se resume la realidad multidimensional de la calidad del agua, lo que facilita la comprensión, comunicación y control del recurso hídrico por parte de administradores como agencias gubernamentales (EPMAPS, MAE, entre otras), ONGs, universidades y público en general.

5.2 RECOMENDACIONES

- Sería muy útil la aplicación de CA para el diseño óptimo de redes de monitoreo que reduzcan el número de estaciones o en su defecto, que validen su selección, así como también el uso de PCA y FA para evaluar la importancia de las variables causantes de la variabilidad en el ICA.
- Es importante mantener una revisión periódica de los objetivos de calidad con base en las prioridades o metas que se establezcan respecto a la calidad del río, siendo que el índice calculado se basa en la normativa aplicada. En adición, se recomienda la evaluación del modelo para el cálculo del ICA mediante análisis de sensibilidad univariante o multivariante a medida que la calidad del río mejore o que los objetivos de calidad sean reformulados a fin de aplicar mejoras continuas al modelo del ICA.
- Se recomienda la utilización de ICAS como herramientas de apoyo en la gestión ambiental de los cuerpos hídricos. Se remarca que al adoptar la formulación de la CCME para la evaluación del río Machángara utilizada en este estudio, se acoge la recomendación del comité técnico del proyecto ARCAL donde participan países de la región como Argentina, Brasil, Perú, Chile, entre otros. Esto hace que sea recomendable su aplicación en este y otros ríos para fines comparativos y/o proyectos conjuntos.
- Durante la adquisición de información ambiental es sumamente importante la validación continua de los resultados de parámetros medidos directamente en campo, respecto a los resultados de laboratorio. Esto toma especial relevancia en los casos que la medición de parámetros en campo se efectúa por técnicos de diferentes instituciones. Así, en este estudio se descartó la variable oxígeno disuelto medida directamente en campo, siendo que sus valores difirieron sustancialmente de su medición en laboratorio (mediante fijación de oxígeno en campo).

- Sería muy útil en futuras campañas de monitoreo la medición paralela de coliformes bajo las técnicas de tubos múltiples y filtración por membrada, a fin de contar con factores de conversión entre estos dos métodos de contaje. Esto viabilizaría el empleo de información histórica generalmente medida a través de la técnica de tubos múltiples junto con información actual, cubriendo variaciones intrínsecas al método de contaje y también extrínsecas como errores humanos o variaciones de los protocolos de laboratorio entre estos dos métodos.
- Así también, se recomienda la medición simultánea de coliformes fecales y *E. coli* a fin de aprovechar información histórica disponible y para optimización de recursos en estudios futuros. Esta medición permitiría migrar de una a otra variable dependiendo de las necesidades de un estudio en particular. Es importante resaltar que el factor de conversión en este estudio fue el resultado de la investigación bibliográfica. Lo mismo se realizó para uniformizar el método de contaje entre coliformes fecales y totales.
- Se debe manejar con precaución la sustitución de datos censurados, es decir, datos cuyo valor es menor a un límite de cuantificación o detección (DL) durante la etapa de procesamiento de la información ambiental. Así, en esta investigación se adoptó la sustitución de esta información con DL/2 bajo la restricción de la EPA (2000) que establece un máximo del 15% del total de datos para cada variable y para cada nivel de análisis. Esta previsión se debe a que el sesgo de la media y la varianza se incrementa según el aumento del porcentaje de datos censurados o a medida que el límite de detección aumenta (Mac Berthouex y Brown, 2002), pudiéndose obtener entonces estimadores engañosos en el análisis de la información que conduzcan a conclusiones erróneas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Why Water Quality Indices*. In. Retrieved from https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=JU6SEypUx9gC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Abbasi,+Tasneem+water&ots=oeZh03soea&sig=LT2zxHmETjv3eTCwW-4qv7rwzPk&redir_esc=y#v=onepage&q=Abbasi%2C%20Tasneem%20water&f=false doi:10.1016/b978-0-444-54304-2.00001-4
- APHA. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22 ed.): American Public Health Association.
- Arshad, M., Rasool, M., & Ahmad, M. (2003). Anderson Darling and modified Anderson Darling tests for generalized Pareto distribution. *Pakistan Journal of Applied Sciences*, 3(2), 85-88. doi: 10.3923/jas.2003.85.88
- Ballesteros, Y., Cruz, C., Barba Ho, L., García, J., Ramírez, C., Holguín, J., & Patiño, P. (2004). Estudio de la calidad del agua del río Cauca y sus principales tributarios mediante aplicación de índices de calidad y contaminación Tramo Salvajina-la Virginia. X.
- BASIN. (December 27, 2005). National Sanitation Foundation Water Quality Index. *Watershed*. Retrieved from http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_nsf
- Behar, R., Zúñiga de Cardozo, M. d. C., & Rojas Ch, O. (1997). Análisis y valoración del índice de calidad de agua (ICA) de la NSF: casos ríos Cali y Meléndez.
- Boyacioglu, H. (2007). Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water SA*, 33(1), 101-106. doi:<http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v33i1.47882>
- Boyacioglu, H. (2010). Utilization of the water quality index method as a classification tool. *Environmental monitoring and assessment*, 167(1), 115-124. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-009-1035-1>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A WATER QUALITY INDEX- DO WE DARE.
- Cash, K., & Wright, R. (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Diaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería solidaria*, 10(17), 111-124. doi:<http://dx.doi.org/10.16925/in.v9i17.811>
- Chapman, D. V., & Organization, W. H. (1996). *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*.

- Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 125-137. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>
- De Bievre, B., Coello, X., & De Keizer, O. (2008). Caracterización de la Oferta Hídrica *Proyecto Manejo Integrado de los Recursos Hídricos en la Hoya de Quito, UICN-Sur, Ecuador*.
- Dinius, S. (1972). Social accounting system for evaluating water resources. *Water Resources Research*, 8(5), 1159-1177. doi:<https://doi.org/10.1029/WR008i005p01159>
- Dinius, S. (1987). Design of an index of water quality. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 23(5), 833-843. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x>
- DMQ. (2011). Plan de Desarrollo 2012 – 2022.
- Dojlido, J., Raniszewski, J., & Woyciechowska, J. (1994). Water quality index applied to rivers in the Vistula river basin in Poland. *Environmental monitoring and assessment*, 33(1), 33-42. doi:10.1007/BF00546659
- Dunnette, D. (1979). A geographically variable water quality index used in Oregon. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 53-61.
- EMAAP-Q/PSA. (2008). Caracterización de las descargas de aguas residuales en la ciudad de Quito, Plan de Descontaminación de los ríos de Quito. .
- EPA. (2000). *Guidance for data quality assessment. Practical methods for data analysis*. Retrieved from Washington, DC: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/g9-final.pdf>
- EPMAPS. (2011). Estudios de Factibilidad y Diseños Definitivos del Plan de Descontaminación de los Ríos de Quito Fitcher/Hidroestudios (2009). *Informe 1 "Revisión de la Información Existente y Diagnóstico"*
- Fernández, N., & Solano, F. (2005). *Índices de Calidad y Contaminación del Agua*. Colombia: Universidad de Pamplona.
- Finkler, N. R., Bortolin, T. A., Cocconi, J., Mendes, L. A., & Schneider, V. E. (2016). SPATIAL AND TEMPORAL ASSESSMENT OF WATER QUALITY DATA USING MULTIVARIATE STATISTICAL TECHNIQUES. 2016, 38(2), 11. doi:10.5902/2179460x18168
- Fu, L. (2012). Statistical tools for analyzing water quality data. In *Water Quality Monitoring and Assessment: InTech*.
- Gómez Ávila, L. A., Torres G, M., Landazuri, A., & Mayorga Andrade, L. F. (2014). *Programa para la Descontaminación de los Ríos de Quito, PDRQ*.

https://www.researchgate.net/publication/268804717_Programa_para_la_Descontaminacion_de_los_Rios_de_Quito_PDRQ

- González H, J. D., Carvajal S, L. F., & Toro B, F. M. (2011). WATER QUALITY INDEX BASED ON FUZZY LOGIC APPLIED TO THE ABURRA RIVER BASIN IN THE JURISDICTION OF THE METROPOLITAN AREA. . *Dyna* 79, 171, 50-58.
- González, W. (2016). *Análisis de la oferta y demanda para la cuenca del río Guayllabamba, bajo condiciones de sequía*. (Environmental Engineer), Escuela Politécnica Nacional, Quito
- Gronewold, A. D., & Wolpert, R. L. (2008). Modeling the relationship between most probable number (MPN) and colony-forming unit (CFU) estimates of fecal coliform concentration. *Water research*, 42(13), 3327-3334. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.011>
- Guzmán Colis, G., Thalasso, F., Ramírez López, E. M., Rodríguez Narciso, S., Guerrero Barrera, A. L., & Avelar González, F. J. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el Estado de Aguascalientes, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27, 89-102.
- Hachich, E. M., Di Bari, M., Christ, A. P. G., Lamparelli, C. C., Ramos, S. S., & Sato, M. I. Z. (2012). Comparison of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* densities in freshwater bodies. *Brazilian Journal of Microbiology*, 43, 675-681.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J. M., & Fernandez, L. (2000). Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water research*, 34(3), 807-816. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00225-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00225-0)
- Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300-306.
- House, M. A. (1989). A water quality index for river management. *Water and Environment Journal*, 3(4), 336-344.
- IAEA, I. A. E. A.-. (2008). Propuesta de un índice de calidad de agua para la región de Latinoamérica y el Caribe Reporte Final. *Bedregal Salas Patricia, Lima Google Scholar*, 1-103.
- IDEAM. (2007). Nota técnica sobre los aspectos científicos y técnicos de la aplicación de índices de calidad de agua para los ríos y evaluar las experiencias de estimaciones de indicadores del agua a nivel nacional e internacional. 13-161.
- Jiménez, M. A., & Vélez, M. V. (2006). Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances en recursos hidráulicos*(14).
- Kaiser, H. F. (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, 23(3), 187-200.

- Kim, J., & Mueller, C. (1987). Introduction to factor analysis: what is and how to do it. Quantitative Application in the Social Sciences Series. In: Newbury Park: Sage University Press.
- Kovács, J., Tanos, P., Korponai, J., Kovácsné Székely, I., Gondár, K., & Hatvani, I. G. (2012). Analysis of water quality data for scientists.
- Landwehr, J. M., & Deininger, R. (1976). A comparison of several water quality indexes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 954-958.
- Lee, G. (2006). A sensitivity analysis of the Canadian Water Quality Index. *A report for the Canadian Council of Ministers of the Environment prepared by Gartner Lee Limited Markum, ON, Canada.*
- León, L. (1991). Índice de calidad del agua, ICA., *SH-9101/01*.
- León Vizcaino, L. F. (1992). *Indíces de calidad del agua (ICA), forma de estimularlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala*. Paper presented at the Congreso Nacional 1992, Acciones para un Ambiente Limpio, 8.
- Liou, S.-M., Lo, S.-L., & Wang, S.-H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental monitoring and assessment*, 96(1), 35-52. doi:10.1023/B:EMAS.0000031715.83752.a1
- Liu, C.-W., Lin, K.-H., & Kuo, Y.-M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1), 77-89.
- López Jiménez, A. P., Espert Alemany, V., Carlos Alberola, M., & Martínez Solano, F. J. (2003). Metodología para la calibración de modelos de calidad de aguas. *Ingeniería del agua*, 2003, vol. 10, núm. 4. doi:<https://doi.org/10.4995/ia.2003.2593>
- Luque, N. L. (2005). *Análisis de la intervención del Plan de Mejoramiento Ambiental de la parte alta de la Cuenca del río Virilla, Costa Rica*.
- Mac Berthouex, P., & Brown, L. C. (2002). *Statistics for environmental engineers*: Lewis publishers.
- Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundario (TULSMA), Decreto ejecutivo 3516. Registro Oficial R.O. E-02 C.F.R. § (2003).
- Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundario (TULSMA), Acuerdo Ministerial 097-A C.F.R. (2015).
- Massart, D. L., & Kaufman, L. (1983). *The interpretation of analytical chemical data by the use of cluster analysis*. In Wiley (Ed.).
- Massart, D. L., Vandeginste, B., Deming, S., Michotte, Y., & Kaufman, L. (1988). *Chemometrics: a textbook*. In. doi:<https://doi.org/10.1002/cem.1180020409>

- Meléndez, V. G., Quintero, O. C., & Ramirez, N. A. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *16*, 97-108.
- Minitab. (2017). *Minitab 18 Support*. In. Retrieved from <https://support.minitab.com>
- Montoya, H., Contreras, C., & García, V. (1997). Estudio Integral de la Calidad del Agua en el Estado de Jalisco. *Com. Nal. Agua., Geren. Reg. Lermasantiago. Guadalajara*.
- Muangthong, S., & Shrestha, S. (2015). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. *Environmental monitoring and assessment*, *187*(9), 548. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>
- Munda, G. (2005). Multiple criteria decision analysis and sustainable development. In *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys* (pp. 953-986): Springer.
- Munda, G. (2007). *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*: Springer Science & Business Media.
- Murrell, J., Rojas Badía, M., Romeu Álvarez, B., Rojas Hernández, N., & Pérez, M. (2013). Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, *44*(3), 24-34.
- Natrella, M. (2012). NIST/SEMATECH e-handbook of statistical methods.
- Nel, L. Q. (2010). *Estadística para ingenieros*: Empresa Editora Macro EIRL.
- Nikoo, M. R., Kerachian, R., Malakpour Estalaki, S., Bashi Azghadi, S. N., & Azimi Ghadikolaee, M. M. (2011). A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study. *Environmental monitoring and assessment*, *181*(1-4), 465-478.
- OECD, J. R. C.-E. C. (2008). *Handbook on constructing composite indicators: Methodology and User guide*. In.
- Olkin, I. (1960). *Contributions to probability and statistics: essays in honor of Harold Hotelling*: Stanford University Press.
- Oram, B. (2014). Calculating NSF Water Quality Index (WQI). *Monitoring the Quality of Surface Waters*. Retrieved from <http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>
- Ott, W. R. (1978). *Environmental indices: theory and practice*.
- Painter, S., & Waltho, J. (2003). *Taking the Canada water quality index for a test drive*. Paper presented at the CCME National Water Quality Index Workshop, Halifax, Nova Scotia.

- Patiño, P., Holguín, J., Barba, L., Cruz, C., Ramírez, C., Duque, A., & Baena, L. (2013). Metodología para la adaptación de un índice de calidad del agua a las condiciones medioambientales del río Cauca en el tramo Salvajina-La Virginia. *Seminario Internacional: Visión Integral en el mejoramiento de la calidad del agua*. Recuperado el, 24.
- Peña, D. (2002). *Análisis de datos multivariantes* (Vol. 24): McGraw-Hill Madrid.
- Pesce, S. F., & Wunderlin, D. A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water research*, 34(11), 2915-2926.
- Puerto Rodríguez, S. P., & Pimentel Suárez, A. (2006). *Determinación de índices y planteamiento de objetivos de calidad del agua para las cuencas de segundo orden de la jurisdicción de la CAR-Cundinamarca*.
- Queralt, R. (1982). La calidad de las aguas en los ríos. *Tecnología del agua*, 4, 49-57.
- Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3), 135-153.
- Ramírez González, A., & Viña Vizcaíno, G. (1998). *Limnología Colombiana: Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*: Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Razali, N. M., & Wah, Y. B. (2011). Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests. *Journal of statistical modeling and analytics*, 2(1), 21-33.
- Reisenhofer, E., Adami, G., & Barbieri, P. (1998). Using chemical and physical parameters to define the quality of karstic freshwaters (Timavo River, North-eastern Italy): a chemometric approach. *Water research*, 32(4), 1193-1203.
- Richman, M. B. (1986). Rotation of principal components. *International Journal of Climatology*, 6(3), 293-335.
- Rickwood, C., & Carr, G. (2007). *Global drinking water quality index development and sensitivity analysis report*. In *United Nations Environment Programme (UNEP) & Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme*. Retrieved from http://www.un.org/waterforlifedecade/pdf/global_drinking_water_quality_index.pdf
- Rodríguez Rodríguez, E., Ramos López, A. E., Romero Olivé, Z. V., & Hernández Hernández, M. d. C. (1997). *Aplicación de un índice de calidad acuática en cuerpos de agua de Tabasco, México*. Paper presented at the Congreso Regional de AIDIS para Norteamérica y El Caribe.
- Rojas, O. (1991). Índices de Calidad del agua en Fuente de Captación. *Seminario Internacional sobre calidad del agua para consumo, Cali*.

- Rubió Soto, C. (2000). Ventajas y desventajas del índice simplificado de calidad de las aguas. *Fuentes Estadísticas. Fuentes Autonómicas* 41.
- Saffran, K., Cash, K., Hallard, K., Neary, B., & Wright, C. (2001). CCME water quality index 1.0 user's manual. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment.*
- Saltelli, A., & Chan, K. (2000). Scott EM: Sensitivity analysis. *Wiley*, 79, 80.
- Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27, 172-181.
- Sargaonkar, A., & Deshpande, V. (2003). Development of an overall index of pollution for surface water based on a general classification scheme in Indian context. *Environmental monitoring and assessment*, 89(1), 43-67. doi:10.1023/A:1025886025137
- Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2007). Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management*, 21(10), 1797-1812.
- Shrestha, S., & Kazama, F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, 22(4), 464-475. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.02.001>
- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. *Water research*, 38(18), 3980-3992. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>
- Stojda, A., Dojlido, J., & Woyciechowska, J. (1985). Water quality assessment with water quality index. *Gospod. Wod*, 12(1985), 281-284. doi: 10.1007/BF00546659
- Swamee, P. K., & Tyagi, A. (2000). Describing water quality with aggregate index. *Journal of environmental engineering*, 126(5), 451-455.
- Swamee, P. K., & Tyagi, A. (2007). Improved method for aggregation of water quality subindices. *Journal of environmental engineering*, 133(2), 220-225.
- Telégrafo, E. (2018). Guayaquil sigue siendo la ciudad más poblada. *El Telégrafo*. Retrieved from <https://www.eltelgrafo.com.ec/noticias/quayaquil/1/reinaldocervantes-quayaquil-inec>
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), 79-94.

- Torres Vega, F. J. (2009). *Desarrollo y aplicacion de un indice de calidad de agua para rios en Puerto Rico*: ProQuest.
- Tsegaye, T., Sheppard, D., Islam, K., Tadesse, W., Atalay, A., & Marzen, L. (2006). Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 174(1), 161-179. doi: 10.1007/s11270-006-9090-5
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E., & Debán, L. (1998). Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water research*, 32(12), 3581-3592.
- Walski, T. M., & Parker, F. L. (1974). Consumers water quality index. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100(3), 593-611.
- Willett, J.-. (1987). *Similarity and Clustering in Chemical Information Systems*: John Wiley & Sons, Inc.
- Wunderlin, D. A., Díaz, M. a. d. P., Amé, M. a. V., Pesce, S. F., Hued, A. C., & Bistoni, M. a. d. I. A. (2001). Pattern Recognition Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality. A Case Study:: Suquía River Basin (Córdoba–Argentina). *Water research*, 35(12), 2881-2894. doi:[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00592-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00592-3)
- Xu, C., & Gertner, G. Z. (2008). A general first-order global sensitivity analysis method. *Reliability Engineering & System Safety*, 93(7), 1060-1071.
- Yambay, C. (2017, 2017/08/17) *Metodología de análisis de laboratorio en las campañas de muestreo de la EPMAPS 2002-2007/Interviewer: C. A. Torres H.*
- Zandbergen, P. A., & Hall, K. J. (1998). Analysis of the British Columbia water quality index for watershed managers: a case study of two small watersheds. *Water Qual. Res. J. Canada*, 33(4).

ANEXOS

ANEXO 1 INVENTARIO DE INFORMACIÓN DISPONIBLE

# Estación	Año de muestreo	Parámetros																CUATRIMESTRAL	SEMESTRAL	MENSUAL	% Datos mensuales / estación	
		T °C	OD (elect) mg/L	OD W mg/L	TDS mg/L	DBO mg/L	DQO mg/L	P-PO4 mg/L	DET mg/L	N-NH3 mg/L	N-NO3 mg/L	AYG mg/L	CT ufc/mL	CT NMP/100 mL	CF ufc/mL	E-COLI NMP/100 mL	SST mg/L					N - KJEL mg/L
1 El Sena	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	68%
	2003	12	4	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	1	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	11	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	1	12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	0	1	0	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	1	2	1	7	1	7	8	7	5	1	
2007	8	8	0	8	7	7	7	7	6	0	0	0	7	0	7	7	7	0	0	1	11	
2 El Trébol	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	68%
	2003	12	2	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	1	0	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	2	12	11	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	0	1	0	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	1	3	1	7	1	7	8	7	5	1	
2007	8	8	0	8	7	7	7	7	6	0	0	0	7	0	7	7	7	0	0	1	11	
3 Las Orquídeas	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	68%
	2003	12	3	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	1	0	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	1	12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	0	1	0	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	1	2	1	7	1	7	8	7	5	1	
2007	8	8	0	8	7	7	7	7	6	0	0	0	7	0	7	7	7	0	0	1	11	
4 A.J. Q Batán	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	68%
	2003	12	2	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	1	0	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	11	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	1	12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	0	1	0	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	1	2	1	7	1	7	8	7	5	1	
2007	8	8	0	8	7	7	7	7	6	0	0	0	7	0	7	7	7	0	0	1	11	
5 Q. El Batán	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	46%
	2003	19	2	19	19	19	19	19	19	19	19	18	19	0	19	0	0	0	1	0	12	
	2004	14	0	12	13	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	0	12	
	2005	11	1	12	12	12	12	12	12	12	12	11	10	0	10	0	10	0	1	0	13	
	2006	3	2	1	3	3	3	3	3	3	3	1	1	2	1	2	3	2	17	0	0	
2007	3	3	0	3	3	3	3	3	3	3	0	0	3	0	3	3	2	12	0	0		
6 DJ. Q Batán	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	69%
	2003	12	3	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	1	0	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	1	12	12	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	4	1	1	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	3	2	1	7	1	7	8	8	5	1	
2007	15	15	0	15	13	13	13	13	12	2	0	0	13	0	13	13	13	1	0	12		
7 El Trasvase	2002	10	0	10	10	10	10	8	8	8	8	8	3	0	3	0	0	0	2	0	10	69%
	2003	12	1	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	1	0	12	
	2004	12	0	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	0	12	0	0	0	0	0	12	
	2005	12	2	12	11	12	12	12	12	12	12	11	12	0	12	0	10	0	1	0	13	
	2006	8	5	1	8	8	8	8	8	8	8	1	3	1	7	1	7	8	7	5	1	
2007	8	8	0	8	7	7	7	7	7	7	0	0	0	7	0	7	7	7	0	0	12	
Total Datos	504	439	116	336	437	431	417	417	412	326	322	285	95	283	95	172	99	87	12	463		
% parámetros																						
muestreo mensual		87%	23%	67%	87%	86%	86%	83%	83%	82%	65%	64%	57%	19%	56%	19%	34%	20%	15%	2%	82%	

POSIBLE PERIODICIDAD DEL MUESTREO	# Datos	%
Cuatrimstral	87	15%
Semestral	12	2%
Mensual	463	82%
TOTAL	562	100%

FUENTE: EPMAPS (2011)
ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

ANEXO 2 BASE DE DATOS INICIAL

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	DOO	DBO	N-NO3	Ac Y G	P-PO4	TDS ele	N-NH3	DET	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
1	2002-03-19	2002	3	19	El Sena	15.5		2.2	611	270				389						
1	2002-04-16	2002	4	16	El Sena	19.2		1.5	409	131				457						
1	2002-05-21	2002	5	21	El Sena	15.7	1E-05	258	143	1.5	53	1.95	313	1.77	0.296					
1	2002-06-18	2002	6	18	El Sena	15.4	4	324	189	1.2	49	5.54	354	23	0.248					
1	2002-07-16	2002	7	16	El Sena	18.1	1.8	481	176	1E-05	40	2.51	353	24.6	0.114					
1	2002-08-20	2002	8	20	El Sena	16.7	3.1	345	194	0.6	24	3.38	348	21.7	0.305					
1	2002-09-17	2002	9	17	El Sena	15.6	0.9	240	131	1.9	8	2.88	342	25.25	0.056					
1	2002-10-15	2002	10	15	El Sena	16.7	1.7	406	197	2.5	7	2.6	358	25.75	0.098	3E+07	1E+05			
1	2002-11-19	2002	11	19	El Sena	16.8	1.2	266	145	1.8	13	0.91	324	23	0.186	2E+09	1E+07			
1	2002-12-17	2002	12	17	El Sena	15.8	2.5	287	157	1.2	4	1.32	293	19.7	0.029	1E+09	3E+05			
1	2003-01-21	2003	1	21	El Sena	16.7	1.7	260	127	2.7	19	0.79	321	27	0.145	2E+07	2E+05			
1	2003-02-18	2003	2	18	El Sena	16.8	3.3	181	68	2.1	7	0.25	237	18.4	0.203	6E+09	3E+08			
1	2003-03-18	2003	3	18	El Sena	15.1	1.9	209	105	2.5	6	2.73	319	20.5	0.08	6E+09	9E+06			
1	2003-04-22	2003	4	22	El Sena	15.8	5.84	3.6	213	95	1.6	4	0.62	243	13.65	0.016	9E+09	2E+08		
1	2003-05-20	2003	5	20	El Sena	16.1	2.2	241	125	6.8	1	0.84	257	21.5	0.181	1E+09	3E+06			
1	2003-06-17	2003	6	17	El Sena	14.3	5.79	2.2	331	162	0.9	10	0.07	212	11.9	0.006	3E+07	2E+06		
1	2003-07-22	2003	7	22	El Sena	17.6	1.1	245	170	2.3	16	3.88	283	29.5	0.196	1E+09	3E+08			
1	2003-08-19	2003	8	19	El Sena	17.3	1.2	347	173	2.4	1E-05	9.1	307	28.5	0.134	2E+07	8E+05			
1	2003-09-16	2003	9	16	El Sena	15.2	0.5	218	135	2.4	12	5.63	371	28.5	0.084	3E+07	1E+06			
1	2003-10-21	2003	10	21	El Sena	13.1	1.5	913	108	1E-05	3	1.55	117	5.25	0.006	1E+05	8000			
1	2003-11-18	2003	11	18	El Sena	18.7	2.99	1.2	378	187	3.3	1E-05	3.88	354	19.5	0.191	3E+05	11000		
1	2003-12-16	2003	12	16	El Sena	15.8	6.34	2.7	310	115	0.1	2	2.88	323	27.5	0.104	2E+09	3E+07		
1	2004-01-20	2004	1	20	El Sena	16.5	1.5	379	175	0.8	8	5.05	361	25.75	0.101	1E+05	16000			
1	2004-02-17	2004	2	17	El Sena	19.9	1.5	406	209	0.5	5	1.98	383	29.75	0.076	6E+05	50000			
1	2004-03-23	2004	3	23	El Sena	16.4	0.7	204	119	0.9	1	1.94	304	28.25	0.128	2E+07	4E+06			
1	2004-04-20	2004	4	20	El Sena	16.6	2.3	273	105	0.9	5	1.9	257	21.75	0.089	2E+09	2E+07			
1	2004-05-18	2004	5	18	El Sena	16.3	3.6	308	154	0.7	1E-05	3.6	203	17.75	0.087	2E+07	1E+05			
1	2004-06-22	2004	6	22	El Sena	18.7	2	311	55	0.9	5	1.65	318	20.75	0.055	3E+09	3E+07			
1	2004-07-20	2004	7	20	El Sena	15.2	1.3	484	114	0.8	1	3.6	361	22.5	0.115	2E+05	2E+05			
1	2004-08-17	2004	8	17	El Sena	17.4	3.1	311	93	1	50	1.82	360	25.75	0.163	64000				
1	2004-09-21	2004	9	21	El Sena	17.7	4.7	165	87	1.4	3	2.02	393	14.25	0.063	1E+05	21000			
1	2004-10-19	2004	10	19	El Sena	16.4	3	285	81	0.7	1E-05	1.52	286	18.25	0.097	5E+05	90000			
1	2004-11-23	2004	11	23	El Sena	16.4	4.2	265	26	0.9	5	2	350	21.75	0.144	6E+05	1E+05			
1	2004-12-21	2004	12	21	El Sena	15.9	2.1	237	123	1	1E-05	2.51	194	23	0.243	2E+06	2E+05			
1	2005-01-18	2005	1	18	El Sena	15.5	1.4	480	140	0.1	17	1.72	384	23	0.242	2E+05	1E+05			
1	2005-02-22	2005	2	22	El Sena	17.1	2.7	341	121	1.5	3	1.94	331	21.25	0.294	2E+05	90000			
1	2005-03-22	2005	3	22	El Sena	15.7	3.7	235	109	1.2	8	2.22	297	20.25	0.196	2E+05	1E+05			
1	2005-04-19	2005	4	19	El Sena	17	2.5	239	92	2.6	2	1.9	293	16	0.324	1E+05	40000			
1	2005-05-17	2005	5	17	El Sena	17.6	2.9	296	116	0.4	3	2.68	326	21.25	0.105	2E+05	1E+05			
1	2005-06-21	2005	6	21	El Sena	18.4	1.7	317	159	2	20	2.53	325	21.5	0.33	1E+05	40000			
1	2005-07-19	2005	7	19	El Sena	15.7	1.6	344	114	2.3	20	2.95	363	24.5	0.021	3E+05	1E+05			
1	2005-08-23	2005	8	23	El Sena	15.7	1.1	302	143	0.9	13	1.37	341	23	0.161	3E+06	1E+05			
1	2005-09-20	2005	9	20	El Sena	17.6	1.1	908	172	1.6	13	1.5	319	28	0.054	5E+06	1E+05			
1	2005-10-18	2005	10	18	El Sena	17	0	471	140	1.9	4	1.84	491	21.75	0.25	3E+06	2E+05			
1	2005-11-22	2005	11	22	El Sena	17.1	0	290	171	1.2	6	2.34	372	25.25	0.103	8E+06	1E+05			
1	2005-12-27	2005	12	27	El Sena	11.9	7.5	2.9	295	106	1.1	1.43	324	8.75	0.35	3E+05	64000			
1	2006-01-17	2006	1	17	El Sena	15.2	5.2	1.1	436	130	1E-05	11	2.66	32	24.25	0.096	4E+06	1E+05		
1	2006-05-16	2006	5	16	El Sena	18.9	4.7	292	136	13.68	1.711	305	19.32	4.239			4E+07	9E+06		
1	2006-06-20	2006	6	20	El Sena	17.1	3.7	349	190	2.019	311	18.21	5.53			3E+07	8E+06			
1	2006-07-18	2006	7	18	El Sena	14.6	4.2	395	176	2.922	334	22.89	3.835			5E+07	2E+07			
1	2006-08-15	2006	8	15	El Sena	16		341	223	3.01	327	22.77	4.071			3E+07	9E+06			
1	2006-09-19	2006	9	19	El Sena	15.7		681	298	4.361	318	20.11	4.767			2E+07	7E+06			
1	2006-10-17	2006	10	17	El Sena	14		307	149	5.827	332	25.51	5.06			5E+07	1E+07			
1	2006-11-28	2006	11	28	El Sena	19.5	5.4	379	200	4.916	317	17.3	4.724			4E+07	1E+07			
1	2007-01-16	2007	1	16	El Sena	17.5	4.5	424	142	4.479	327	19.46	3.456			3E+07	1E+07			
1	2007-02-12	2007	2	12	El Sena	18.8	4.8	469	230	4.668	305	23.96	4.22			4E+07	2E+07			
1	2007-03-19	2007	3	19	El Sena	16.4	6.5	345	132	0.922	238	13.97	4.365			5E+07	1E+07			
1	2007-04-16	2007	4	16	El Sena	16.9	5.52	360	113	1.854	296	16.33	4.636			4E+07	2E+07			
1	2007-05-14	2007	5	14	El Sena	18.4	4.58	302	133	3.718	304	4.096				4E+07	1E+07			
1	2007-06-18	2007	6	18	El Sena	16.5	4.34	319	157	3.56	329	25.75	4.155			5E+07	2E+07			
1	2007-07-16	2007	7	16	El Sena	17.4	4.34	358	127	4.772	327	21.5	4.032			6E+07	2E+07			

■ Valores censurados

Unidades de medición: T(°C); CT (ufc/100mL, NMP/100mL); CF (ufc/100mL); E-COLI (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

FUENTE: EPMAPS (2011)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	DOO	D80	N-NO3	Ac y G	P-PO4	TDS ele	N-NH3	DET	CT (u/c/ml)	CF (u/c/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COL (NMP/100ml)	
2	2002-03-19	2002	3	19	El Trébol	16		3	438	290				385							
2	2002-04-16	2002	4	16	El Trébol	18		1.4	359	157				554							
2	2002-05-21	2002	5	21	El Trébol	16.2		3.4	207	115	1.3	87	1.98	304	1.81	0.301					
2	2002-06-18	2002	6	18	El Trébol	16.5		5.2	237	164	1.3	25	5.22	280	23	0.295					
2	2002-07-16	2002	7	16	El Trébol	18.4		2.3	187	141	1.5	37	2.12	364	23.7	0.109					
2	2002-08-20	2002	8	20	El Trébol	17.7		2.3	322	162	1	123	2.87	328	20.2	0.245					
2	2002-09-17	2002	9	17	El Trébol	15.7		2	278	139	1.1	8	2.96	355	26.75	0.076					
2	2002-10-15	2002	10	15	El Trébol	23.2		1.6	395	144	2.3	5	2.05	384	25.6	0.093	2E+07	3E+05			
2	2002-11-19	2002	11	19	El Trébol	18.1		2.4	195	116	2.5	12	1.5	291	18.3	0.111	2E+09	3E+07			
2	2002-12-17	2002	12	17	El Trébol	14.5		1.2	185	55	1.9	9	1.11	254	18	0.052	2E+07	1E+05			
2	2003-01-21	2003	1	21	El Trébol	16		0.9	104	55	2.7	24	0.33	159	28	0.216	1E+09	2E+05			
2	2003-02-18	2003	2	18	El Trébol	16.6		2.8	198	80	2.4	8	0.28	261	18.5	0.142	1E+09	1E+08			
2	2003-03-18	2003	3	18	El Trébol	15.2	5.41	1	174	73	2.9	1E-05	1.83	291	22.4	0.054	1E+09	1E+07			
2	2003-04-22	2003	4	22	El Trébol	14.8		3.7	259	90	1.6	10	0.79	201	11.75	0.032	2E+07	3E+06			
2	2003-05-20	2003	5	20	El Trébol	17.7		1.6	225	159	8.1	2	0.62	331	23.6	0.171	4E+09	2E+06			
2	2003-06-17	2003	6	17	El Trébol	14.8		2.3	282	156	1.8	8	0.07	182	15.1	0.113	2E+08	2E+07			
2	2003-07-22	2003	7	22	El Trébol	16.1		1.7	331	177	2	5	5.13	321	28	0.185	2E+09	8E+07			
2	2003-08-19	2003	8	19	El Trébol	15.6	4	1.1	187	129	2.2	37	4.3	284	24.5	0.04	3E+06	11000			
2	2003-09-16	2003	9	16	El Trébol	17.3		1	340	108	2.3	24	3.38	323	24.5	0.085	3E+07	4E+06			
2	2003-10-21	2003	10	21	El Trébol	15.7		3.3	894	124	1.6	2	1.63	105	6.5	0.019	1E+07	16000			
2	2003-11-18	2003	11	18	El Trébol	19.2		1.9	287	143	2.3	1	3.55	272	16.75	0.206	1E+09	3E+07			
2	2003-12-16	2003	12	16	El Trébol	18.5		2.4	236	119	0.6	2	3.38	263	29.25	0.105	2E+07	1E+06			
2	2004-01-20	2004	1	20	El Trébol	17.7		2.4	325	134	0.7	13	4.3	286	27.5	0.093	2E+05	88000			
2	2004-02-17	2004	2	17	El Trébol	22		1.5	344	169	0.9	7	1.58	272	24.75	0.105	2E+07	3E+05			
2	2004-03-23	2004	3	23	El Trébol	16.7		0.6	170	122	1	2	1.98	373	26.75	0.147	1E+09	2E+07			
2	2004-04-20	2004	4	20	El Trébol	14.8		0	256	95	0.9	4	2.17	349	20	0.086	6E+08	2E+07			
2	2004-05-18	2004	5	18	El Trébol	15.5		3.8	394	142	0.7	1	1.3	234	14.5	0.089	2E+07	1E+05			
2	2004-06-22	2004	6	22	El Trébol	15.5		0.8	329	95	0.1	1E-05	2.85	365	23	0.091	2E+09	2E+09			
2	2004-07-20	2004	7	20	El Trébol	16		2.1	402	75	1	4	1.95	445	24.75	0.161	2E+07	3E+05			
2	2004-08-17	2004	8	17	El Trébol	16.3		3.2	284	96	1	37	1.93	519	29.75	0.126	1E+05	14000			
2	2004-09-21	2004	9	21	El Trébol	17.3		3.5	180	99	1.1	1	2.34	292	21.5	0.098	1E+07	1E+05			
2	2004-10-19	2004	10	19	El Trébol	15.5		3.4	234	73	0.8	7	2.22	252	27	0.123	2E+05	51000			
2	2004-11-23	2004	11	23	El Trébol	16.1		3.7	278	46	0.9	4	2.56	276	28.25	0.162	2E+06	2E+05			
2	2004-12-21	2004	12	21	El Trébol	18.4		1.5	280	100	0.8	1E-05	1.8	266	22.25	0.154	2E+06	3E+05			
2	2005-01-18	2005	1	18	El Trébol	17.4		2.9	212	89	1.2	5	1.11	293	22.25	0.235	1E+05	94000			
2	2005-02-22	2005	2	22	El Trébol	20.4		2.8	289	101	1.7	7	2.19	257	22	0.29	2E+05	90000			
2	2005-03-22	2005	3	22	El Trébol	17.9		4.2	254	111	1.1	7	2.37	249	18.75	0.222	9E+05	4E+05			
2	2005-04-19	2005	4	19	El Trébol	18.7		2.1	270	67	1.6	1E-05	0.8	312	19.5	0.338	1E+05	60000			
2	2005-05-17	2005	5	17	El Trébol	15.7		3.1	236	118	0.8	3	2.04	256	20	0.126	2E+05	80000			
2	2005-06-21	2005	6	21	El Trébol	17.5		1.7	322	80	1.8	22	3.22	370	24.5	0.074	1E+05	40000			
2	2005-07-19	2005	7	19	El Trébol	17.9		1.5	330	96	1.7	17	3.03	290	25	0.164	3E+05	80000			
2	2005-08-23	2005	8	23	El Trébol	17.1		2	469	198	0.9	12	1E-05	61	21	0.069	3E+07	4E+06			
2	2005-09-20	2005	9	20	El Trébol	19.8		2.8	369	108	1.6	8	1E-05	325	26.5	0.027	9E+06	3E+05			
2	2005-10-18	2005	10	18	El Trébol	19.1	0.99	0.1	522	208	1	7	2.64	414	31.75	0.113	7E+06	2E+05			
2	2005-11-22	2005	11	22	El Trébol	16.6	5.5	0.6	306	163	1.2	11	2.62	287	24.5	0.143	3E+06	1E+05			
2	2005-12-27	2005	12	27	El Trébol	13.5		3.4	237	108	2.1		1.25		6	0.344	3E+05	56000			
2	2006-01-17	2006	1	17	El Trébol	16.1	5.2	1	410	161	0.1	5	2.34	297	22.25	0.169	3E+05	60000			
2	2006-05-16	2006	5	16	El Trébol	15.6	5.1		274	159		12.03	1.682	326	20.16	3.636		3E+07	1E+07		
2	2006-06-20	2006	6	20	El Trébol	16	4.9		245	128		15.48	2.246	295	20.34	3.748		2E+07	6E+06		
2	2006-07-18	2006	7	18	El Trébol	19.5	7.4		394	159			2.67	321	22.62	2.954		6E+07	2E+07		
2	2006-08-15	2006	8	15	El Trébol	15.6			408	195			2.717	318	23.16	3.229		3E+07	1E+07		
2	2006-09-19	2006	9	19	El Trébol	21			418	194			4.306	318	20.77	4.47		2E+07	1E+07		
2	2006-10-17	2006	10	17	El Trébol	14.6			258	158			4.735	334	25.32	4.965		2E+07	9E+06		
2	2006-11-28	2006	11	28	El Trébol	16.4	5.4		447	244			2.905	322	19.43	3.183		7E+07	2E+07		
2	2007-01-16	2007	1	16	El Trébol	20.2	4.4		441	189			4.155	279	17.1	4.138		6E+07	1E+07		
2	2007-02-12	2007	2	12	El Trébol	16.4	4.5		554	229			4.631	333	23.93	4.454		3E+07	1E+07		
2	2007-03-19	2007	3	19	El Trébol	16.1	6.8		326	135			1.312	228	12.63	3.946		4E+07	2E+07		
2	2007-04-16	2007	4	16	El Trébol	17.1	5.5		328	136			2.299	289	18.12	5.189		4E+07	9E+06		
2	2007-05-14	2007	5	14	El Trébol	21.7	3.7		360	169			3.986	298		4.746		3E+07	1E+07		
2	2007-06-18	2007	6	18	El Trébol	18.5	3.2		272	148			3.39	321	22.88	3.625		5E+07	1E+07		
2	2007-07-16	2007	7	16	El Trébol	17.6	3.8		386	170			5.159	327	24.84	3.792		5E+07	1E+07		

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	DOO	D80	N-N03	Ac y G	P-PO4	TDS ele	N-NH3	DET	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COL (NMP/100ml)
3	2002-03-19	2002	3	19	Las Orquídeas	17		2.5	433	270				362						
3	2002-04-16	2002	4	16	Las Orquídeas	19		1.2	313	194										
3	2002-05-21	2002	5	21	Las Orquídeas	16.3		1E-05	181	84	2	53	1.49	271	1.58	0.32				
3	2002-06-18	2002	6	18	Las Orquídeas	15.8		1.6	504	173	1.4	18	6.19	385	23.3	0.111				
3	2002-07-16	2002	7	16	Las Orquídeas	19.2		1.6	292	160	0.6	53	2.09	367	22.4	0.38				
3	2002-08-20	2002	8	20	Las Orquídeas	17.5		3.2	302	110	0.3	9	2.59	331	20.1	0.066				
3	2002-09-17	2002	9	17	Las Orquídeas	16.2		1.7	166	96	1	5	2.27	343	17.25	0.067				
3	2002-10-15	2002	10	15	Las Orquídeas	17.2		1.2	266	120	2.3	27	1.61	344	24.7	0.036	60000	20000		
3	2002-11-19	2002	11	19	Las Orquídeas	17.6		2.3	199	104	2.3	9	0.88	285	19.8	0.136	3E+09	1E+09		
3	2002-12-17	2002	12	17	Las Orquídeas	16.8		2.5	296	97	1.4	3	1.06	264	16.5	0.039	2E+09	1E+05		
3	2003-01-21	2003	1	21	Las Orquídeas	16.5		2.6	209	101	2.2	11	0.84	312	27.5	0.143	1E+09	2E+05		
3	2003-02-18	2003	2	18	Las Orquídeas	16.6		3.4	194	58	2.3	5	0.25	204	16.1	0.161	4E+08	2E+08		
3	2003-03-18	2003	3	18	Las Orquídeas	15.8		2	260	93	1.6	10	1.8	318	18.5	0.051	2E+07	2E+06		
3	2003-04-22	2003	4	22	Las Orquídeas	16.5	5.52	2.8	188	78	2	5	0.66	215	13.3	0.099	6E+09	1E+07		
3	2003-05-20	2003	5	20	Las Orquídeas	17		2.3	149	90	6.8	1E-05	0.38	248	18.5	0.26	2E+07	5E+06		
3	2003-06-17	2003	6	17	Las Orquídeas	14	5.67	3.4	379	145	1.6	1	0.06	191	12.9	0.031	2E+07	3E+05		
3	2003-07-22	2003	7	22	Las Orquídeas	18.3		0.9	426	157	1.1	7	4.47	301	28.5	0.206	1E+07	4E+05		
3	2003-08-19	2003	8	19	Las Orquídeas	17.2		2.4	320	115	2.4	1E-05	5.3	304	24	0.119	5E+06	3E+05		
3	2003-09-16	2003	9	16	Las Orquídeas	16.9		0.9	121	67	2.1	8	5.3	374	24.5	0.088	7E+05	20000		
3	2003-10-21	2003	10	21	Las Orquídeas	13.6		2.8	732	104	1E-05	5	2.55	119	5.5	0.007	1E+07	56000		
3	2003-11-18	2003	11	18	Las Orquídeas	19.9		1.8	221	136	1.6	1E-05	2.8	352	21	0.259	3E+05	17000		
3	2003-12-16	2003	12	16	Las Orquídeas	15.5	4.57	2	272	119	1E-05	2	3.8	377	25	0.122	1E+09	2E+07		
3	2004-01-20	2004	1	20	Las Orquídeas	17.6		2.2	338	124	0.8	8	2.55	360	24.75	0.131	5E+06	27000		
3	2004-02-17	2004	2	17	Las Orquídeas	20.8		2.4	314	148	0.8	5	1.66	362	23.75	0.093	2E+05	12000		
3	2004-03-23	2004	3	23	Las Orquídeas	17.4		1.9	94	89	0.9	2	1.76	288	24.75	0.126	5E+05	8000		
3	2004-04-20	2004	4	20	Las Orquídeas	17.3		2.4	261	64	0.8	5	1.8	258	20.75	0.11	2E+09	2E+08		
3	2004-05-18	2004	5	18	Las Orquídeas	15.8		3.3	1583	678	0.9	1E-05	1	179	12	0.082	2E+07	2E+05		
3	2004-06-22	2004	6	22	Las Orquídeas	17.8		0.8	315	56	0.3	49	2.56	331	9.25	0.144	2E+07	2E+07		
3	2004-07-20	2004	7	20	Las Orquídeas	17		2.3	266	36	0.6	5	1.92	225	23.75	0.21	3E+05	3E+05		
3	2004-08-17	2004	8	17	Las Orquídeas	19.1		3.9	271	83	1.1	19	3.55	340	28.75	0.12	52000	9000		
3	2004-09-21	2004	9	21	Las Orquídeas	17.2		3.5	180	93	1	2	2.22	421	20.25	0.079	1E+07	62000		
3	2004-10-19	2004	10	19	Las Orquídeas	16.5		3.4	153	50	0.9	3	1.62	272	19.5	0.14	52000	1E+05		
3	2004-11-23	2004	11	23	Las Orquídeas	19.7		4.2	250	47	0.7	2	2.41	230	22.5	0.142	7E+05	80000		
3	2004-12-21	2004	12	21	Las Orquídeas	15.6		1.7	224	66	0.5	1E-05	2.24	308	20.25	0.294	2E+06	3E+05		
3	2005-01-18	2005	1	18	Las Orquídeas	16.4		3.4	203	65	1.8	1E-05	1.43	295	15	0.32	1E+05	56000		
3	2005-02-22	2005	2	22	Las Orquídeas	17.6		2.4	261	72	1.6	14	1.85	325	16.25	0.254	3E+05	1E+05		
3	2005-03-22	2005	3	22	Las Orquídeas	17.1		3.4	192	85	0.8	4	1.67	240	16	0.163	3E+05	1E+05		
3	2005-04-19	2005	4	19	Las Orquídeas	17.2		1.7	227	62	1.5	1E-05	4.37	300	19.25	0.36	3E+05	1E+05		
3	2005-05-17	2005	5	17	Las Orquídeas	18.3		3.6	196	54	0.7	4	1.8	291	21.25	0.063	2E+05	1E+05		
3	2005-06-21	2005	6	21	Las Orquídeas	18.7		1.6	311	160	1.9	29	2.44	331	25.5	0.15	1E+05	45000		
3	2005-07-19	2005	7	19	Las Orquídeas	17.6		1.7	321	63	1.9	33	2.36	365	21.5	0.103	3E+05	1E+05		
3	2005-08-23	2005	8	23	Las Orquídeas	16.3		2.7	243	95	0.9	18	0.49	305	23.25	0.084	2E+06	2E+05		
3	2005-09-20	2005	9	20	Las Orquídeas	18.6		1.9	952	183	1.2	21	0.65	323	25.75	0.038	7E+06	1E+05		
3	2005-10-18	2005	10	18	Las Orquídeas	17.1		0.6	370	149	1.1	5	3.16	586	27.25	0.406	6E+06	2E+05		
3	2005-11-22	2005	11	22	Las Orquídeas	17.2		0.5	246	125	1.6	5	2.32	358	49.25	0.12	3E+06	2E+05		
3	2005-12-27	2005	12	27	Las Orquídeas	12.5	7.2	4.4	206	75	1.7		0.78	236	6.5	0.37	3E+06	1E+05		
3	2006-01-17	2006	1	17	Las Orquídeas	15.4	3.9	1.2	350	160	1E-05	5	2.02	369	22.5	0.33	2E+06	72000		
3	2006-05-16	2006	5	16	Las Orquídeas	19.3	4		244	186		10.17	1.634	305	19.62	3.142			3E+07	6E+06
3	2006-06-20	2006	6	20	Las Orquídeas	17.3	3.4		282	155			1.682	322	17.58	4.27			3E+07	1E+07
3	2006-07-18	2006	7	18	Las Orquídeas	16	2.7		261	147			2.21	318	22.76	2.542			3E+07	8E+06
3	2006-08-15	2006	8	15	Las Orquídeas	17			382	193			2.529	322	21.31	3.202			3E+07	8E+06
3	2006-09-19	2006	9	19	Las Orquídeas	16.6			365	162			4.067	322	18.01	3.198			2E+07	9E+06
3	2006-10-17	2006	10	17	Las Orquídeas	16			344	160			4.861	329	25.69	5.246			3E+07	9E+06
3	2006-11-28	2006	11	28	Las Orquídeas	19.5	4.3		375	198			3.436	298	19.01	4.196			3E+07	1E+07
3	2007-01-16	2007	1	16	Las Orquídeas	20.6	3.8		281	137			4.115	309	17.35	3.453			3E+07	8E+06
3	2007-02-12	2007	2	12	Las Orquídeas	19.6	3.5		491	196			3.991	307	23.31	3.72			4E+07	1E+07
3	2007-03-19	2007	3	19	Las Orquídeas	17.9	5.8		294	119			1.053	235	12.89	4.674			3E+07	9E+06
3	2007-04-16	2007	4	16	Las Orquídeas	19.3	4.18		307	135			3.03	298	18.53	3.721			3E+07	1E+07
3	2007-05-14	2007	5	14	Las Orquídeas	20.2	2.95		286	139			4.15	318		2.873			3E+07	6E+06
3	2007-06-18	2007	6	18	Las Orquídeas	18.4	2.85		280	141			3.52	321	23.57	3.994			5E+07	2E+07
3	2007-07-16	2007	7	16	Las Orquídeas	18.3	2.97		366	188			4.795	323	23.2	4.008			5E+07	2E+07

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	DOO	DBO	N-NO3	Ac y G	P-PO4	TDS e le	N-NH3	DET	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)		
4	2002-03-21	2002	3	21	AJ. Q Batán	16	2.8	413	168					254								
4	2002-04-16	2002	4	16	AJ. Q Batán	16.2	2.2	197	122					363								
4	2002-05-21	2002	5	21	AJ. Q Batán	16.4	1E-05	164	62	1.3	39	2.32		272	1.46	0.48						
4	2002-06-18	2002	6	18	AJ. Q Batán	17.5	6.8	183	116	1	27	3.59		312	18.9	0.138						
4	2002-07-16	2002	7	16	AJ. Q Batán	22.5	4.5	146	96	3.1	15	2.61		304	17.6	0.207						
4	2002-08-20	2002	8	20	AJ. Q Batán	20.4	6	429	153	0.3	12	2.34		321	18.5	0.25						
4	2002-09-17	2002	9	17	AJ. Q Batán	16.9	4.1	113	91	1	17	1.65		300	16.75	0.073						
4	2002-10-15	2002	10	15	AJ. Q Batán	18	4.2	214	107	2	20	2.08		340	16.9	0.025	3E+05	41000				
4	2002-11-19	2002	11	19	AJ. Q Batán	19.7	2.3	221	117	2.1	17	1.14		285	18.1	0.146	3E+09	2E+07				
4	2002-12-17	2002	12	17	AJ. Q Batán	17.6	3.8	246	94	2.4	20	1.11		261	14.8	0.035	2E+07	2E+05				
4	2003-01-21	2003	1	21	AJ. Q Batán	17.9	2.8	187	81	2.1	15	0.7		292	19.75	0.188	2E+09	2E+05				
4	2003-02-18	2003	2	18	AJ. Q Batán	19	3.5	244	70	2.3	1	0.28		228	16.2	0.166	7E+08	6E+07				
4	2003-03-18	2003	3	18	AJ. Q Batán	21.5	1.7	218	90	3.1	6	2.91		318	20.1	0.039	1E+07	2E+05				
4	2003-04-22	2003	4	22	AJ. Q Batán	16.7	5.87	3.6	148	66	1.9	2	0.73	225	12.65	0.065	5E+08	1E+06				
4	2003-05-20	2003	5	20	AJ. Q Batán	18.2	3.2	93	71	8.6	1E-05	0.24		232	17	0.249	2E+07	1E+05				
4	2003-06-17	2003	6	17	AJ. Q Batán	15.2	6.83	4.2	294	149	1.5	4	0.12	203	12.2	0.083	3E+07	3E+05				
4	2003-07-22	2003	7	22	AJ. Q Batán	18.7	1.2	416	149	2.5	10	5.3		326	27	0.112	7E+05	40000				
4	2003-08-19	2003	8	19	AJ. Q Batán	18	3.2	560	95	2	1E-05	5.2		287	22.75	0.08	2E+07	1E+05				
4	2003-09-16	2003	9	16	AJ. Q Batán	20.2	1.8	202	67	2.3	40	8.97		349	22.75	0.037	3E+05	41000				
4	2003-10-21	2003	10	21	AJ. Q Batán	14.3	2.5	1009	78	1	1E-05	1.97		122	4	0.025	1E+07	5E+05				
4	2003-11-18	2003	11	18	AJ. Q Batán	19.2	3.7	258	57	1.6	1E-05	2.55		375	22	0.195	5E+09	4E+08				
4	2003-12-16	2003	12	16	AJ. Q Batán	22	2.7	218	129	0.4	1	2.55		332	18	0.102	2E+07	1E+06				
4	2004-01-20	2004	1	20	AJ. Q Batán	22	3.2	353	144	1	12	5.8		340	23	0.171	2E+05	18000				
4	2004-02-17	2004	2	17	AJ. Q Batán	22.3	3	350	154	1.6	7	2.26		349	16.75	0.12	3E+05	38000				
4	2004-03-23	2004	3	23	AJ. Q Batán	19.6	3.6	132	66	0.7	3	1.56		254	20.75	0.16	72000	1000				
4	2004-04-20	2004	4	20	AJ. Q Batán	18.9	3.6	229	63	1.3	3	2.11		227	21	0.182	9E+08	3E+07				
4	2004-05-18	2004	5	18	AJ. Q Batán	16.7	4.2	276	129	0.6	1E-05	1		193	15.5	0.089	1E+07	2E+05				
4	2004-06-22	2004	6	22	AJ. Q Batán	22	1.1	343	76	0.1	5	2.34		344	23.25	0.133	3E+07	9E+06				
4	2004-07-20	2004	7	20	AJ. Q Batán	20.5	2.9	410	95	0.7	1	2.1		215	29.75	0.207	3E+05	2E+05				
4	2004-08-17	2004	8	17	AJ. Q Batán	20.2	4.4	332	138	0.9	74	1.03		325	21.5	0.112	51000					
4	2004-09-21	2004	9	21	AJ. Q Batán	19.9	4.1	170	79	0.7	1E-05	1.99		413	20	0.078	2E+05	44000				
4	2004-10-19	2004	10	19	AJ. Q Batán	17.1	3.5	152	45	4.1	1E-05	1		252	16.5	0.128	2E+07	39000				
4	2004-11-23	2004	11	23	AJ. Q Batán	18.4	3.9	242	21	1	7	2.27		338	20.25	0.178	7E+05	70000				
4	2004-12-21	2004	12	21	AJ. Q Batán	16.2	3.1	228	88	0.8	1	2.24		363	20.75	0.26	2E+06	1E+05				
4	2005-01-18	2005	1	18	AJ. Q Batán	16.6	4.4	227	63	1.7	12	1E-05		287	18	0.484	2E+05	64000				
4	2005-02-22	2005	2	22	AJ. Q Batán	19.9	4.1	309	93	1.5	5	1.77		317	17.75	0.304	2E+05	1E+05				
4	2005-03-22	2005	3	22	AJ. Q Batán	18.6	4.2	264	121	1.6	10	1.77		62	15.25	0.21	2E+05	80000				
4	2005-04-19	2005	4	19	AJ. Q Batán	17.6	2.2	330	137	1.5	1	2.83		333	19.25	0.266	2E+05	1E+05				
4	2005-05-17	2005	5	17	AJ. Q Batán	19.4	4.6	230	107	0.8	4	1.69		292	20.25	0.111	2E+05	1E+05				
4	2005-06-21	2005	6	21	AJ. Q Batán	23.1	3.2	326	45	1.4	9	2.27		324	22.5	0.155	2E+05	60000				
4	2005-07-19	2005	7	19	AJ. Q Batán	17.7	2.6	370	102	1.5	21	2.59		368	21.75	0.063	1E+06	1E+05				
4	2005-08-23	2005	8	23	AJ. Q Batán	20.4	2	263	155	1.9	21	0.49		281	16.25	0.233	6E+06	1E+05				
4	2005-09-20	2005	9	20	AJ. Q Batán	19.2	2.8	359	150	1.4	19	0.46		303	23.5	0.038	6E+06	1E+05				
4	2005-10-18	2005	10	18	AJ. Q Batán	22.7	1.6	442	176	1	4	3.11		495	26.25	0.194	7E+06	64000				
4	2005-11-22	2005	11	22	AJ. Q Batán	18.2	1.5	306	173	1.9	9	2.42		436	23	0.176	1E+06	2E+05				
4	2005-12-27	2005	12	27	AJ. Q Batán	13.1	7.7	2.9	222	74	4	0.82		230	17.25	0.352	3E+05	36000				
4	2006-01-17	2006	1	17	AJ. Q Batán	14.5	6.9	2.1	218	96	0.5	4	1.48	30	18.5	0.145	4E+05	66000				
4	2006-05-16	2006	5	16	AJ. Q Batán	20	5.7	279	175		10.02	1.59		292	18.41	3.723			2E+07	5E+06		
4	2006-06-20	2006	6	20	AJ. Q Batán	22.1	5.4	248	128			1.677		310	18.75	4.152			2E+07	8E+06		
4	2006-07-18	2006	7	18	AJ. Q Batán	17.8	5.8	477	205			2.201		339	22.07	2.714			6E+07	2E+07		
4	2006-08-15	2006	8	15	AJ. Q Batán	17		258	172			2.222		308	20.22	3.325			3E+07	8E+06		
4	2006-09-19	2006	9	19	AJ. Q Batán	16.6		361	153			3.81		318	17.09	2.798			2E+07	1E+07		
4	2006-10-17	2006	10	17	AJ. Q Batán	17		266	118			4.479		325	22.4	3.661			2E+07	8E+06		
4	2006-11-28	2006	11	28	AJ. Q Batán	20.3	7.2	315	203			2.667		261	19.14	3.297			3E+07	2E+07		
4	2007-01-16	2007	1	16	AJ. Q Batán	19.4	6.2	294	138			4.054		310	16.75	2.796			6E+07	8E+06		
4	2007-02-12	2007	2	12	AJ. Q Batán	19.6	6.2	334	144			4.046		260	19.78	3.202			2E+07	9E+06		
4	2007-03-19	2007	3	19	AJ. Q Batán	17	7	244	108			0.911		213	12.32	3.759			3E+07	1E+07		
4	2007-04-16	2007	4	16	AJ. Q Batán	18.6	6	298	128			3.297		301	17.84	4.273			2E+07	1E+07		
4	2007-05-14	2007	5	14	AJ. Q Batán	22.2	5	234	98			3.619		297		3.506			4E+07	1E+07		
4	2007-06-18	2007	6	18	AJ. Q Batán	19.9	5.52	202	112			3.4		297	21.52	2.708			4E+07	84		
4	2007-07-16	2007	7	16	AJ. Q Batán	17.9	6.36	355	141			4.795		309	22.98	3.372			5E+07	2E+07		

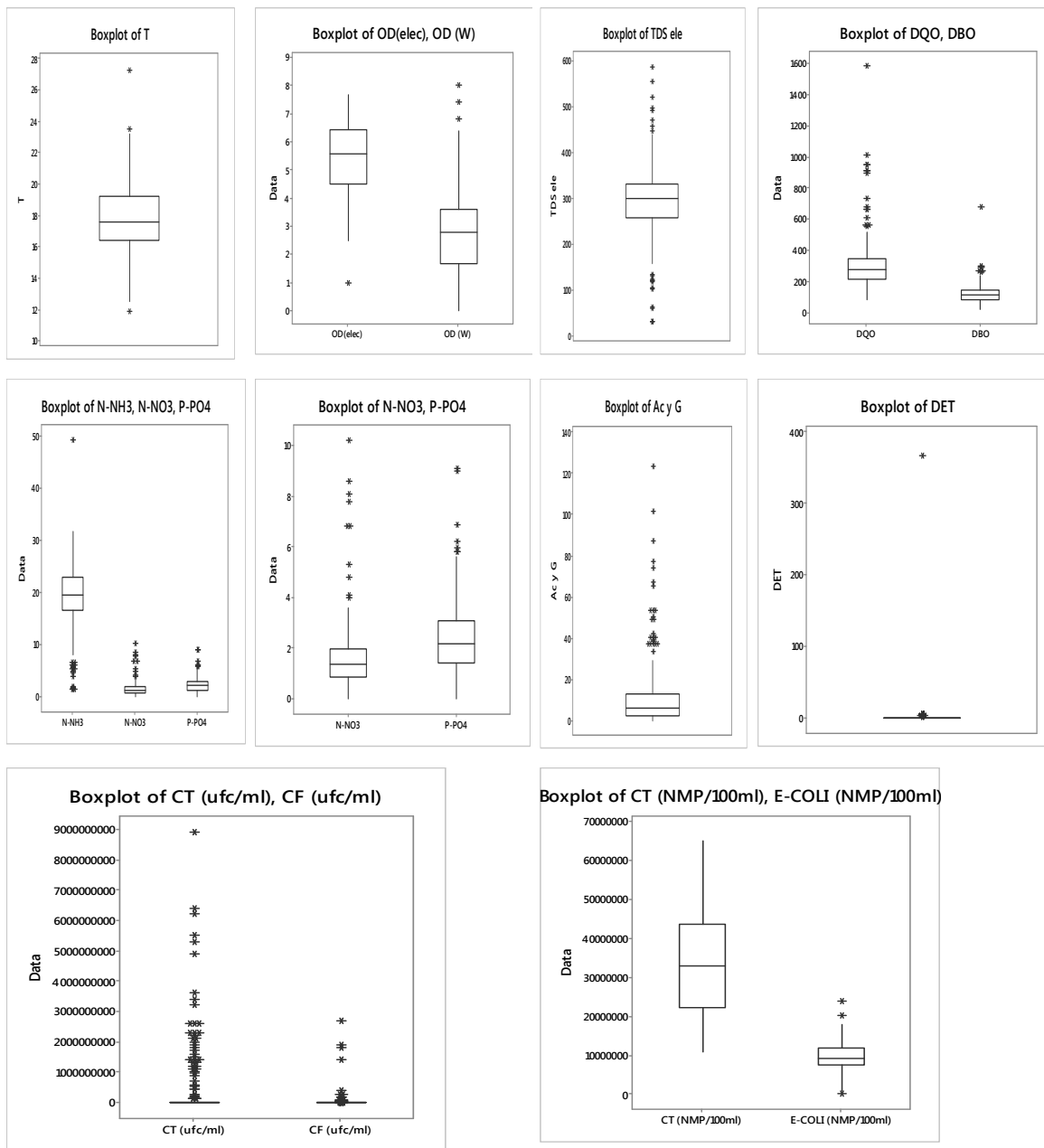
No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	DOO	D80	N-NO3	Ac y G	P-PO4	TDS ele	N-NH3	DET	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COL (NMP/100ml)		
6	2002-03-21	2002	3	21	DJ. Q.Batán	16		2.8	459	158				267								
6	2002-04-16	2002	4	16	DJ. Q.Batán	17.1		3.1	219	130												
6	2002-05-21	2002	5	21	DJ. Q.Batán	16.7		1E-05	190	47	1.2	38	2.07	279	1.46	0.505						
6	2002-06-18	2002	6	18	DJ. Q.Batán	17.9		6.4	265	127	0.7	2	4.24	308	18.4	0.263						
6	2002-07-16	2002	7	16	DJ. Q.Batán	20		5.1	170	106	1.9	37	1.83	307	17.3	0.388						
6	2002-08-20	2002	8	20	DJ. Q.Batán	18.8		6.2	315	143	1.7	16	2.33	323	19.4	0.078						
6	2002-09-17	2002	9	17	DJ. Q.Batán	16.9		2.8	240	110	1.1	101	1.69	299	19.75	0.066						
6	2002-10-15	2002	10	15	DJ. Q.Batán	17.2		1.4	287	138	2	7	0.48	338	20.9	0.062	3E+07	2E+05				
6	2002-11-19	2002	11	19	DJ. Q.Batán	19.6		2.1	211	104	2.4	3	0.85	285	18	0.149	2E+09	2E+07				
6	2002-12-17	2002	12	17	DJ. Q.Batán	17.1		4	226	38	2.6	2	1.13	262	16.1	0.034	2E+07	2E+05				
6	2003-01-21	2003	1	21	DJ. Q.Batán	18.2		3.6	212	78	1.8	7	1.4	289	23.25	0.134	2E+07	96000				
6	2003-02-18	2003	2	18	DJ. Q.Batán	18.9		2.8	197	92	3.4	2	0.1	240	19.2	0.088	2E+08	1E+07				
6	2003-03-18	2003	3	18	DJ. Q.Batán	21.5		1.8	342	119	2.6	5	2.7	316	18	0.077	2E+07	1E+06				
6	2003-04-22	2003	4	22	DJ. Q.Batán	17.2	5.98	4.5	222	86	2.3	4	0.71	233	13.1	0.221	5E+07	3E+06				
6	2003-05-20	2003	5	20	DJ. Q.Batán	17.9		3.7	186	116	7.8	4	0.71	238	19.2	0.181	3E+07	2E+06				
6	2003-06-17	2003	6	17	DJ. Q.Batán	15.3	6.13	3.6	164	125	1.1	14	0.12	184	14.8	0.009	1E+08	8E+06				
6	2003-07-22	2003	7	22	DJ. Q.Batán	20.7		0.7	160	110	2.6	1	5.97	335	31.25	0.283	1E+08	1E+07				
6	2003-08-19	2003	8	19	DJ. Q.Batán	18		3.3	347	39	1.4	1E-05	5.4	291	22.5	0.09	8E+06	44000				
6	2003-09-16	2003	9	16	DJ. Q.Batán	19.4		3	105	50	2.4	25	5.22	345	22.5	0.085	6E+07	2E+05				
6	2003-10-21	2003	10	21	DJ. Q.Batán	14.6		2.3	660	71	1E-05	1E-05	0.14	120	5.25	0.011	2E+07	1E+05				
6	2003-11-18	2003	11	18	DJ. Q.Batán	19.2		2.4	271	133	0.3	1E-05	2.39	346	19.5	0.176	3E+05	19000				
6	2003-12-16	2003	12	16	DJ. Q.Batán	17.8	5.89	2.2	308	139	0.7	1	2.8	345	16.75	0.062	3E+07	2E+06				
6	2004-01-20	2004	1	20	DJ. Q.Batán	19.8		3.2	387	136	1	7	6.88	348	24.25	0.092	3E+05	18000				
6	2004-02-17	2004	2	17	DJ. Q.Batán	23		2.9	331	170	0.8	2	1.88	355	17.75	0.123	3E+05	54000				
6	2004-03-23	2004	3	23	DJ. Q.Batán	18.8		2.3	171	96	1.2	1	2.32	262	17.5	0.198	26000	6000				
6	2004-04-20	2004	4	20	DJ. Q.Batán	19.6		3.1	278	79	0.7	5	2.32	254	23.25	0.173	2E+09	3E+07				
6	2004-05-18	2004	5	18	DJ. Q.Batán	17.3		4.5	368	118	0.7	7	1.03	196	16.25	0.106	2E+07	1E+05				
6	2004-06-22	2004	6	22	DJ. Q.Batán	23.5		2.3	418	56	4.8	9	2.44	334	20.5	0.122	3E+09	3E+09				
6	2004-07-20	2004	7	20	DJ. Q.Batán	17.9		3.4	408	89	0.9	1E-05	2.5	224	21	0.237	1E+07	3E+05				
6	2004-08-17	2004	8	17	DJ. Q.Batán	21.1		3.7	377	93	1.1	6	2.61	342	21	0.224	1E+05	6000				
6	2004-09-21	2004	9	21	DJ. Q.Batán	19.9		4.1	270	103	1.5	2	2.12	440	21.25	0.096	6E+06	62000				
6	2004-10-19	2004	10	19	DJ. Q.Batán	16.9		4	374	67	0.9	1E-05	2.19	267	18.75	0.14	2E+07	13000				
6	2004-11-23	2004	11	23	DJ. Q.Batán	19.4		3.4	309	34	1	13	2.98	360	26.25	0.152	6E+05	90000				
6	2004-12-21	2004	12	21	DJ. Q.Batán	15.9		3	272	83	0.7	1	2.44	355	18.5	0.282	1E+06	2E+05				
6	2005-01-18	2005	1	18	DJ. Q.Batán	17.3		4.2	264	69	2	2	1	269	16.25	0.234	2E+05	80000				
6	2005-02-22	2005	2	22	DJ. Q.Batán	20.5		3.2	336	100	1.5	8	2.18	317	19.5	0.248	2E+05	1E+05				
6	2005-03-22	2005	3	22	DJ. Q.Batán	18.2		4.4	233	128	1	2	2.41	287	16.5	0.446	2E+05	1E+05				
6	2005-04-19	2005	4	19	DJ. Q.Batán	18.5		2.2	344	100	1.8	6	3.65	318	18	0.376	2E+05	80000				
6	2005-05-17	2005	5	17	DJ. Q.Batán	18.5		3.8	351	110	0.9	4	1.79	287	17.75	0.03	2E+05	80000				
6	2005-06-21	2005	6	21	DJ. Q.Batán	19.5		3.1	363	201	1.8	9	1.1	304	18.75	0.38	65000	20000				
6	2005-07-19	2005	7	19	DJ. Q.Batán	18.1		2.5	404	105	1.5	42	3.43	358	19.75	0.183	3E+05	1E+05				
6	2005-08-23	2005	8	23	DJ. Q.Batán	19.4		3	302	131	0.9	11	0.86	287	17	0.384	4E+06	1E+05				
6	2005-09-20	2005	9	20	DJ. Q.Batán	20.9		2.1	416	122	1.9	10	0.65	299	23.25	0.159	2E+07	2E+05				
6	2005-10-18	2005	10	18	DJ. Q.Batán	19.3		1.3	432	164	1.7	19	3.64	469	23.25	0.186	1E+07	1E+05				
6	2005-11-22	2005	11	22	DJ. Q.Batán	18.5		1.8	374	177	1.7	9	3.15	216	21	0.119	2E+05	84000				
6	2005-12-27	2005	12	27	DJ. Q.Batán	13.2	7.7	3.3	196	58	1.2		1.03	215	4.5	0.298	3E+06	84000				
6	2006-01-17	2006	1	17	DJ. Q.Batán	15	7.5	3.3	292	117	0.9	17	2.02	31	17.25	0.203	3E+06	92000				
6	2006-05-16	2006	5	16	DJ. Q.Batán	19.3	5.3		284	160		9.658	1.643	287	17.02	4.889			4E+07	3E+06		
6	2006-06-20	2006	6	20	DJ. Q.Batán	17.5	4.6		277	121			1.933	306	18.47	4.41			2E+07	9E+06		
6	2006-07-18	2006	7	18	DJ. Q.Batán	20.4	2.5		453	215	1.767		2.83	324	21.04	3.917			6E+07	1E+07		
6	2006-08-15	2006	8	15	DJ. Q.Batán	17			274	176			2.574	307	19.95	4.703			4E+07	9E+06		
6	2006-09-19	2006	9	19	DJ. Q.Batán	16.5			365	151			4.246	307	19.36	5.01			2E+07	1E+07		
6	2006-10-17	2006	10	17	DJ. Q.Batán	16			373	243	3.251		4.861	313	23.18	366.96			2E+07	8E+06		
6	2006-11-28	2006	11	28	DJ. Q.Batán	19.4	6.1		344	193			3.076	258	18.97	4.051			5E+07	2E+07		
6	2007-01-16	2007	1	16	DJ. Q.Batán	21	5.8		324	122			4.391	314	17.64	5.067			3E+07	1E+07		
6	2007-02-13	2007	2	13	DJ. Q.Batán	19.05	6.7		345	144			4.0255	259	18.41	4.7995			3E+07	9E+06		
6	2007-03-20	2007	3	20	DJ. Q.Batán	16.95	7.25		232	95			0.7875	215.5	12	3.887			2E+07	5E+06		
6	2007-04-17	2007	4	17	DJ. Q.Batán	17.15	6.435		328	115.5	3.601		3.7755	272	18.02	4.4805			4E+07	7E+06		
6	2007-05-15	2007	5	15	DJ. Q.Batán	19.8	5.265		291	137			4.686	306.5	23.25	3.9635			3E+07	8E+06		
6	2007-06-19	2007	6	19	DJ. Q.Batán	17.05	6.095		251	141.5			4.197	285	21.15	3.728			4E+07	9E+06		
6	2007-07-17	2007	7	17	DJ. Q.Batán	17	6.33		303.5	125	1.511		3.821	256	17.14	3.375			5E+07	1E+07		

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (M)	DOO	DBO	N-NO3	Ac y G	P-PO4	TDS ele	N-NH3	DET	CT (u/c/ml)	CF (u/c/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COL (NMP/100ml)
7	2002-03-21	2002	3	21	El Trasvase	17		2	423	168				262						
7	2002-04-16	2002	4	16	El Trasvase	18		2.5	169	86				387						
7	2002-05-21	2002	5	21	El Trasvase	18.2		5.1	198	80	1.7	77	3.14	294	1.49	0.575				
7	2002-06-18	2002	6	18	El Trasvase	16.5		8	216	120	0.6	65	3.59	297	17.6	0.088				
7	2002-07-16	2002	7	16	El Trasvase	14.7		4.8	112	84	1.1	21	1.24	264	12.6	0.203				
7	2002-08-20	2002	8	20	El Trasvase	19.5		7.4	288	115	1.5	67	2.17	290	15.1	0.15				
7	2002-09-17	2002	9	17	El Trasvase	19.5		4.9	101	77	1	6	1.24	280	14.5	0.051				
7	2002-10-15	2002	10	15	El Trasvase	19.7		3.6	211	78	1.9	2	1.66	346	18.1	0.057	18000	11000		
7	2002-11-19	2002	11	19	El Trasvase	21.6		3.4	194	70	2	20	1.61	309	16.3	0.395	5E+09	2E+09		
7	2002-12-17	2002	12	17	El Trasvase	16.3		1.6	190	23	2.1	14	0.77	222	11.7	0.079	1E+09	2E+07		
7	2003-01-21	2003	1	21	El Trasvase	18.2		1.4	125	25	2	14	0.85	159	4.75	0.189	2E+07	86000		
7	2003-02-18	2003	2	18	El Trasvase	20.3		3	170	59	2.8	5	0.12	256	17	0.236	1E+08	1E+08		
7	2003-03-18	2003	3	18	El Trasvase	19.1	6.34	4.1	182	77	2.7	1E-05	2.18	287	18.5	0.064	5E+08	2E+05		
7	2003-04-22	2003	4	22	El Trasvase	16.9		4.3	144	33	1.8	9	0.59	165	10.9	0.175	1E+08	4E+06		
7	2003-05-20	2003	5	20	El Trasvase	19		4.6	325	95	10.2	8	0.51	256	17.4	0.098	3E+07	2E+05		
7	2003-06-17	2003	6	17	El Trasvase	17.3		3.1	225	104	1.8	13	0.09	159	11.3	0.066	3E+07	1E+05		
7	2003-07-22	2003	7	22	El Trasvase	18		1.7	666	83	1.5	1E-05	3.22	271	24.5	0.084	2E+07	4E+05		
7	2003-08-19	2003	8	19	El Trasvase	18.3		5	213	60	2.6	1	4.6	209	17	0.059	1E+07	5E+05		
7	2003-09-16	2003	9	16	El Trasvase	27.2		3.7	153	125	1.6	5	0.3	251	17	0.065	2E+08	31000		
7	2003-10-21	2003	10	21	El Trasvase	18		2.8	949	125	1.1	4	2.88	103	6	0.017	5E+07	2E+06		
7	2003-11-18	2003	11	18	El Trasvase	20.6		4	254	98	2.5	1E-05	3.3	233	12.75	0.235	1E+07	2E+05		
7	2003-12-16	2003	12	16	El Trasvase	21.5		4.7	289	136	1.3	1E-05	2.39	259	17.5	0.006	3E+09	3E+07		
7	2004-01-20	2004	1	20	El Trasvase	19.7		5.8	373	92	0.9	9	2.8	231	20	0.191	2E+06	15000		
7	2004-02-17	2004	2	17	El Trasvase	22		3.4	214	98	0.9	7	1.43	243	15	0.144	2E+05	14000		
7	2004-03-23	2004	3	23	El Trasvase	19.7		2.4	145	79	1.8	1E-05	1.56	330	20.5	0.209	7E+05	25000		
7	2004-04-20	2004	4	20	El Trasvase	17.1		4.4	152	45	0.7	4	1.97	308	16.75	0.149	2E+05	17000		
7	2004-05-18	2004	5	18	El Trasvase	17		3.8	560	257	1.9	6	1	216	12.75	0.1	2E+07	2E+05		
7	2004-06-22	2004	6	22	El Trasvase	17		4.1	209	60	2.5	14	1.6	260	16.25	0.078	2E+09	3E+07		
7	2004-07-20	2004	7	20	El Trasvase	19		2.7	317	66	0.6	37	3.28	415	21	0.191	2E+05	2E+05		
7	2004-08-17	2004	8	17	El Trasvase	18.6		4.2	406	137	1	5	1.55	403	22.25	0.164	1E+05	9000		
7	2004-09-21	2004	9	21	El Trasvase	19.1		4.1	370	88	1.3	1E-05	1.23	267	14.75	0.193	4E+06	5000		
7	2004-10-19	2004	10	19	El Trasvase	22.1		4	208	73	0.8	4	1.28	245	14.75	0.191	3E+05	33000		
7	2004-11-23	2004	11	23	El Trasvase	20		4.3	223	76	0.6	2	1.87	257	17.5	0.16	7E+05	1E+05		
7	2004-12-21	2004	12	21	El Trasvase	17.7		3	255	79	0.3	1E-05	2.07	262	18.5	0.354	3E+07	2E+05		
7	2005-01-18	2005	1	18	El Trasvase	18		4.2	281	66	1.5	13	3.07	215	12.35	0.472	1E+05	52000		
7	2005-02-22	2005	2	22	El Trasvase	19		3.2	209	76	1.5	5	1.33	226	20	0.34	1E+05	48000		
7	2005-03-22	2005	3	22	El Trasvase	20		5.5	174	75	1.2	13	1.65	233	14	0.211	3E+05	60000		
7	2005-04-19	2005	4	19	El Trasvase	19.8		2.1	250	41	0.8	1E-05	2.93	317	16.5	0.263	2E+05	80000		
7	2005-05-17	2005	5	17	El Trasvase	20		4.3	158	63	0.8	1	1.2	366	15.75	0.142	2E+05	60000		
7	2005-06-21	2005	6	21	El Trasvase	22.4		3.4	199	104	0.8	10	1.11	385	15.25	0.276	1E+05	27000		
7	2005-07-19	2005	7	19	El Trasvase	19.3		2.1	266	63	5.3	12	3.15	258	19	0.031	3E+05	60000		
7	2005-08-23	2005	8	23	El Trasvase	19.5		3.5	228	151	1.9	8	0.51	251	16.25	0.122	8E+06	1E+06		
7	2005-09-20	2005	9	20	El Trasvase	21.1		2.8	287	115	0.9	40	0.37	296	21.75	0.022	7E+06	64000		
7	2005-10-18	2005	10	18	El Trasvase	20.4	5.36	3.5	228	93	1.4	5	1.13	282	20.25	0.156	3E+06	56000		
7	2005-11-22	2005	11	22	El Trasvase	19.7	6.4	2.8	183	105	1.5	4	1.75	239	13.75	0.229	8E+06	1E+05		
7	2005-12-27	2005	12	27	El Trasvase	16.3			146	57	2.1		0.79		14.5	0.097	8E+06	84000		
7	2006-01-17	2006	1	17	El Trasvase	18.1	7.3	4.6	143	56	0.9	6	1.74	291	15.5	0.25	2E+06	64000		
7	2006-05-16	2006	5	16	El Trasvase	18.5	7		321	184		6.648	1.574	283	16.46	3.015			2E+07	9E+06
7	2006-06-20	2006	6	20	El Trasvase	18.3	7.2		150	69		5.567	1.797	261	17.11	2.572			4E+07	7E+06
7	2006-07-18	2006	7	18	El Trasvase	21	6.3		374	168			1.799	295	17.7	2.915			3E+07	7E+06
7	2006-08-15	2006	8	15	El Trasvase	16.4			87	49			0.825	241	12.42	2.438			2E+07	4E+06
7	2006-09-19	2006	9	19	El Trasvase	20			262	115			3.422	287	17.78	2.598			2E+07	8E+06
7	2006-10-17	2006	10	17	El Trasvase	15.7			114	66			2.203	253	11.78	1.971			1E+07	2E+06
7	2006-11-28	2006	11	28	El Trasvase	18.7	6.2		247	131			1.111	246	15.23	1.388			2E+07	7E+06
7	2007-01-16	2007	1	16	El Trasvase	19.1	5.6		304	119			3.588	242	13.77	2.321			2E+07	2E+06
7	2007-02-13	2007	2	13	El Trasvase	18.3	7.1		226	101			2.051	221	10.15	2.009			2E+07	8E+06
7	2007-03-20	2007	3	20	El Trasvase	17.3	7.2		156	67			1.341	204	8.879	3.358			2E+07	6E+06
7	2007-04-17	2007	4	17	El Trasvase	17.9	6.95		226	88			3.553	203	8.251	2.211			2E+07	4E+06
7	2007-05-15	2007	5	15	El Trasvase	20.2	6.85		121	63			1.502	215	9.335	1.264			2E+07	3E+06
7	2007-06-19	2007	6	19	El Trasvase	16.2	7.03		206	114			2.604	257	11.52	0.693			2E+07	6E+06
7	2007-07-17	2007	7	17	El Trasvase	16.6	7.53		221	112			0.93	132	5.921	0.204			1E+07	1E+06

ANEXO 3 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DATOS INICIALES

DIAGRAMA DE CAJAS

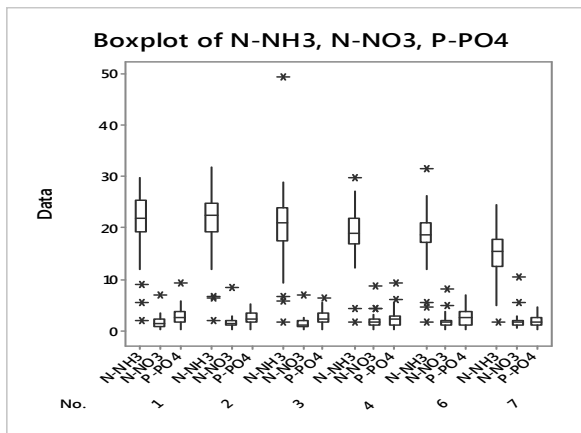
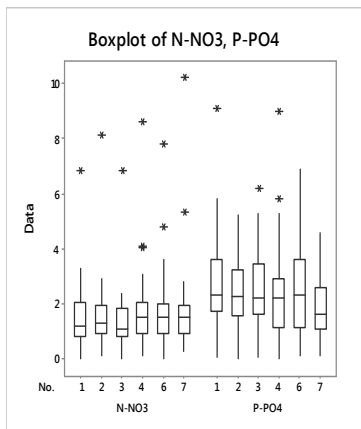
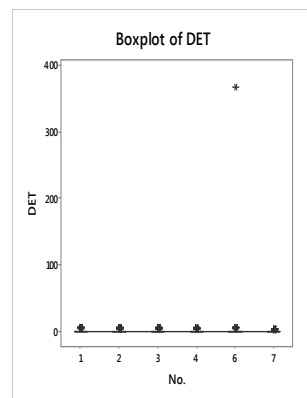
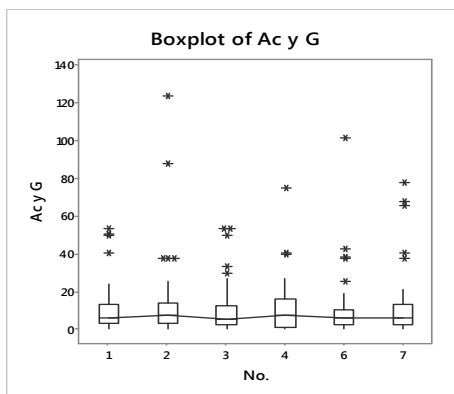
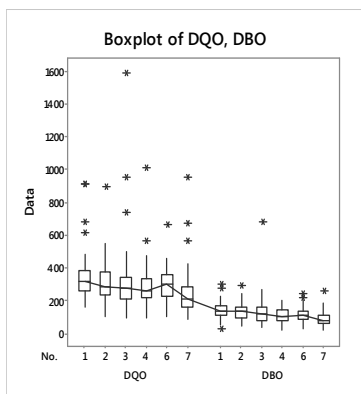
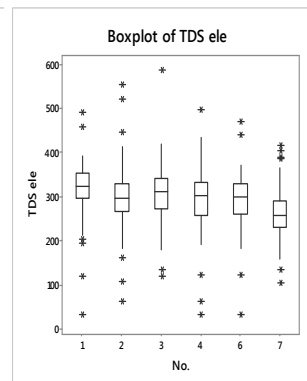
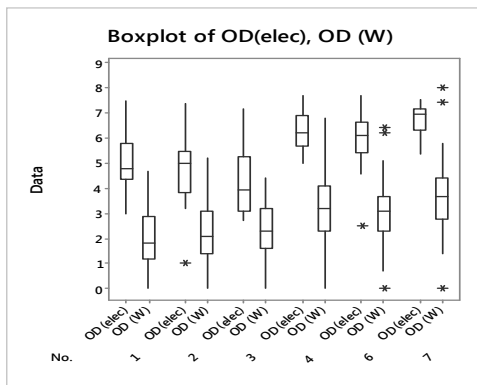
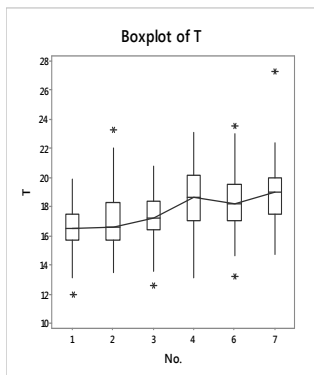
Datos Globales



Unidades de medición: T(°C); CT (ufc/100mL, NMP/100mL); CF (ufc/100mL); E-COLI (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

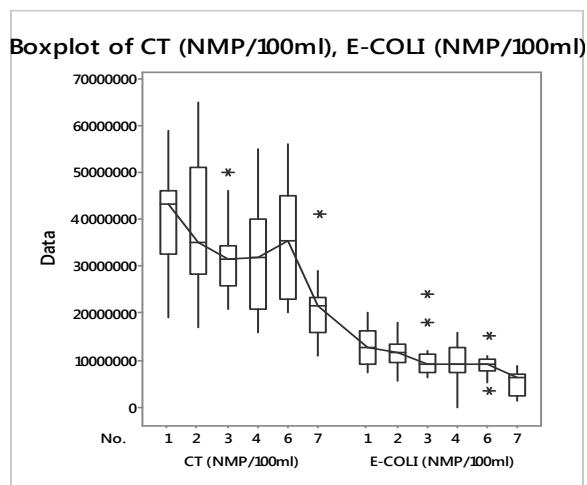
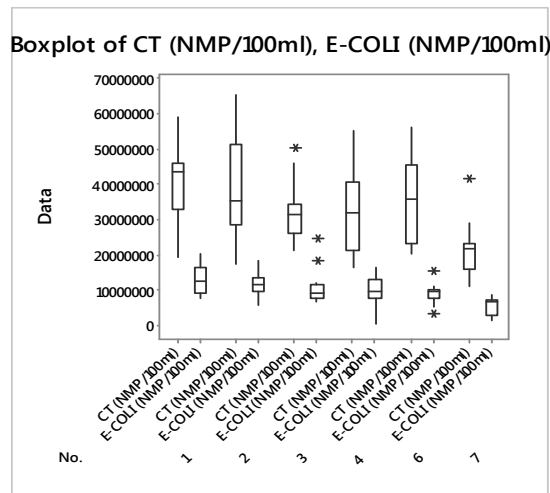
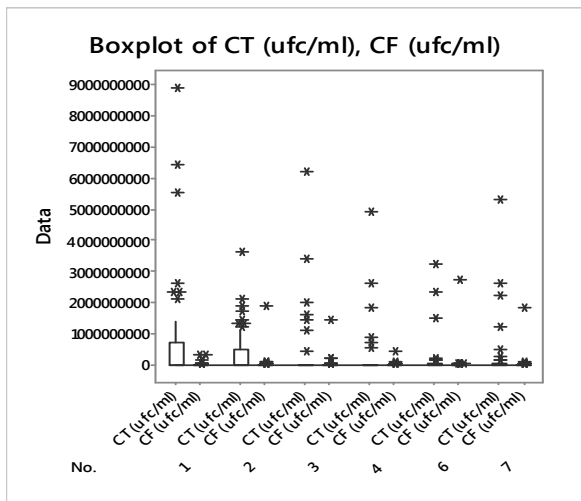
ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Datos por Estación



Unidades de medición: T(°C); CT (ufc/100mL, NMP/100mL); CF (ufc/100mL); E-COLI (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

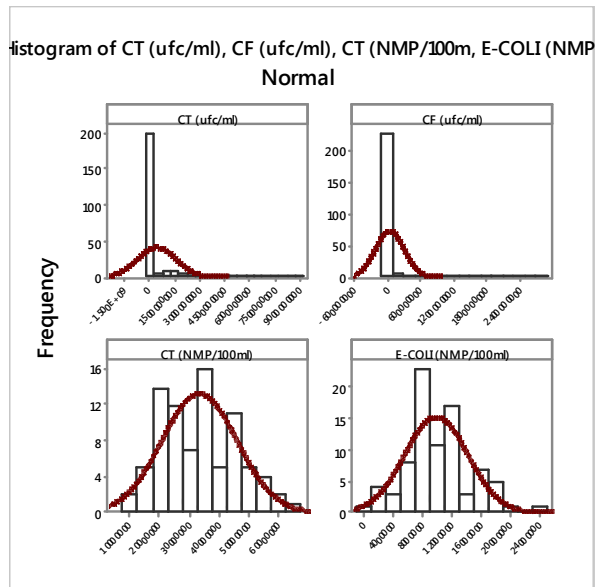
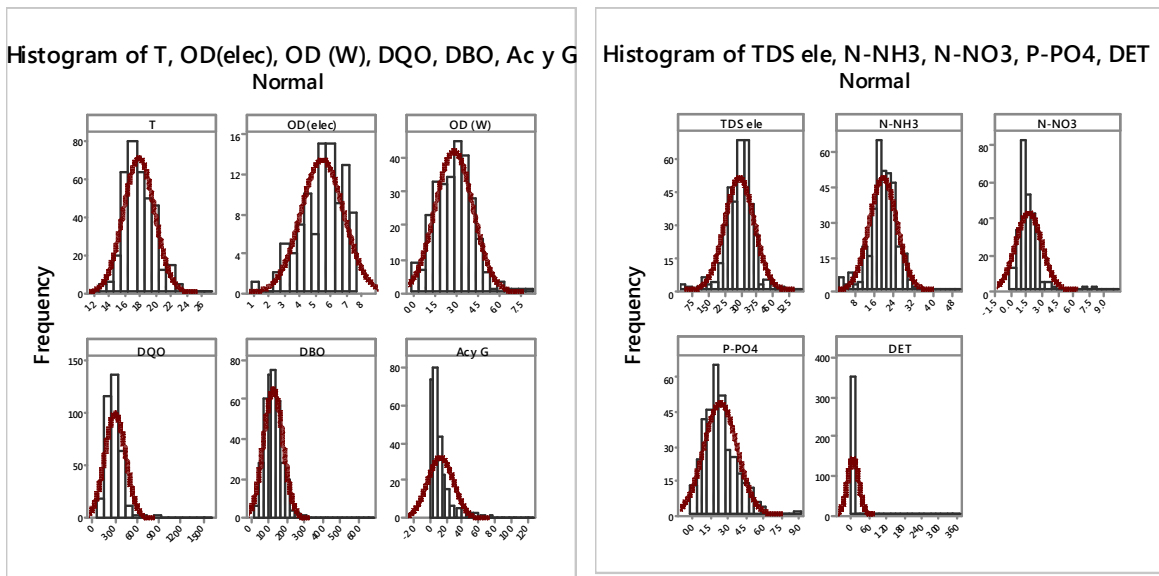


Unidades de medición: T(°C); CT (ufc/100mL, NMP/100mL); CF (ufc/100mL); E-COLI (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

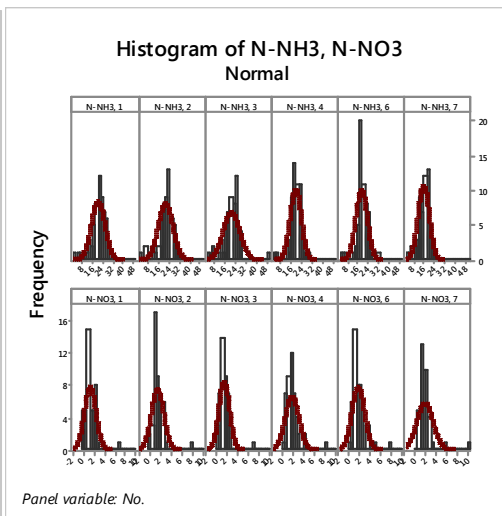
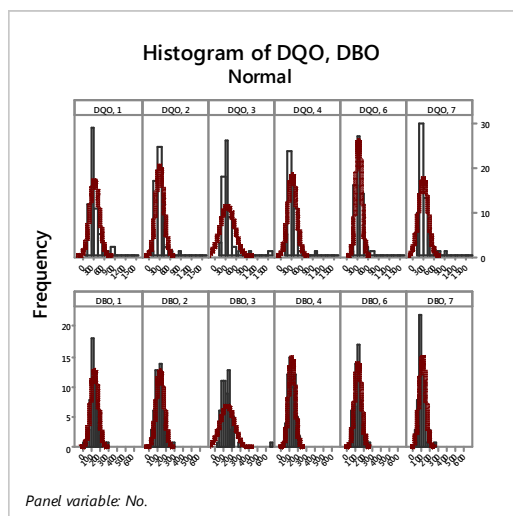
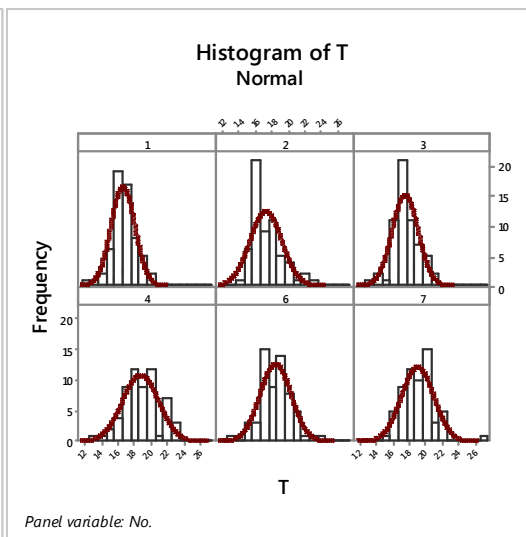
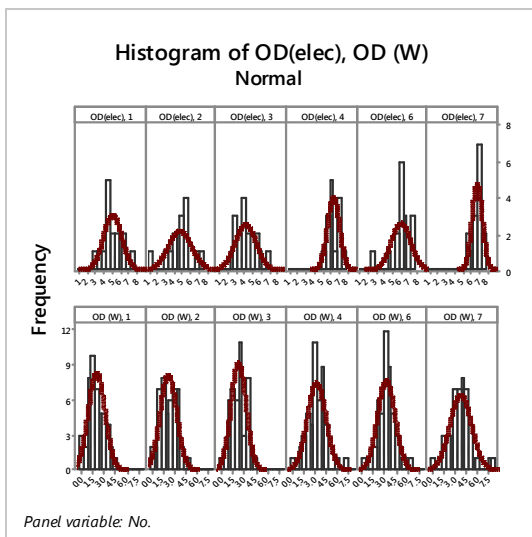
HISTOGRAMAS DE FRECUENCIAS

Histogramas Globales

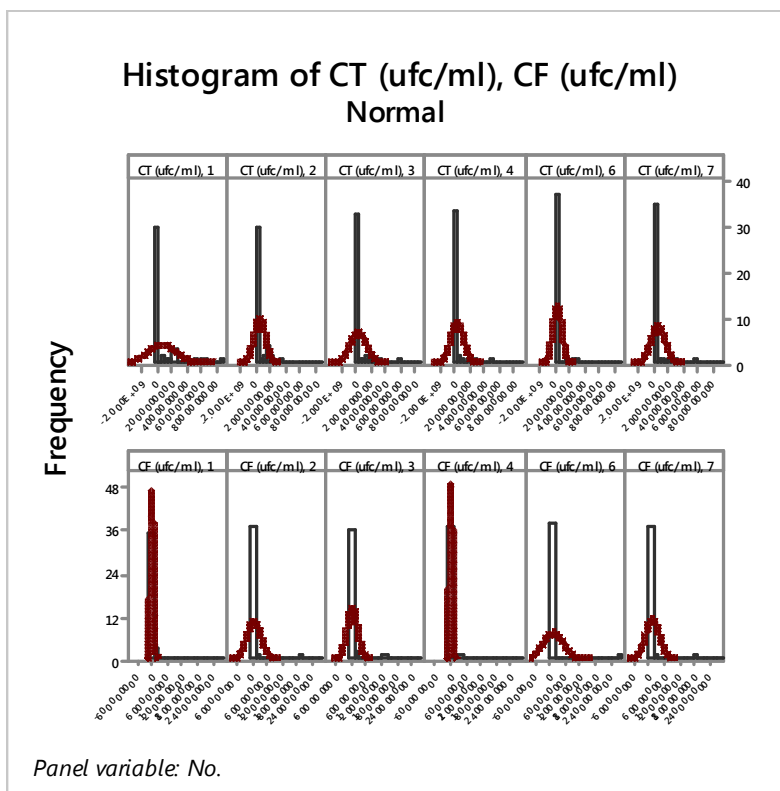
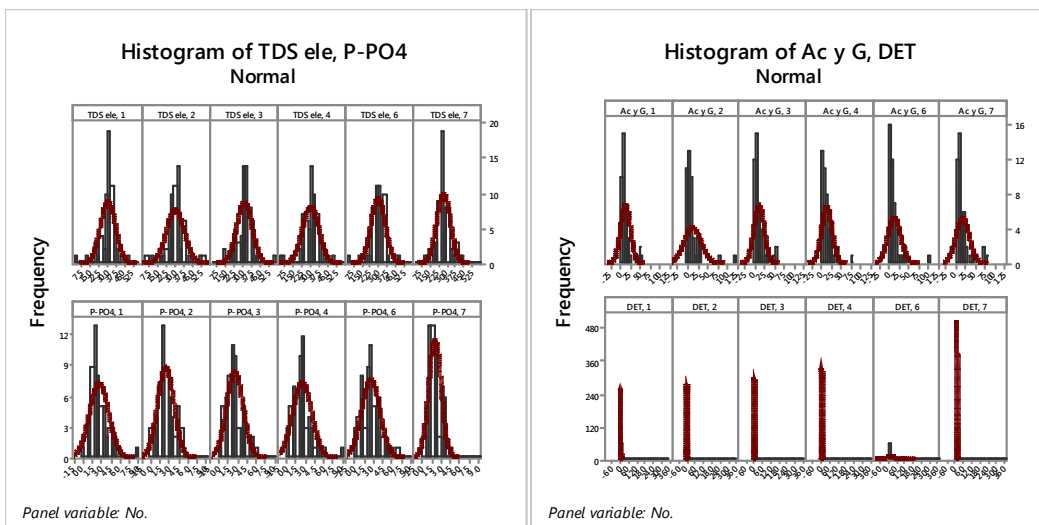


ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Histogramas por Estación

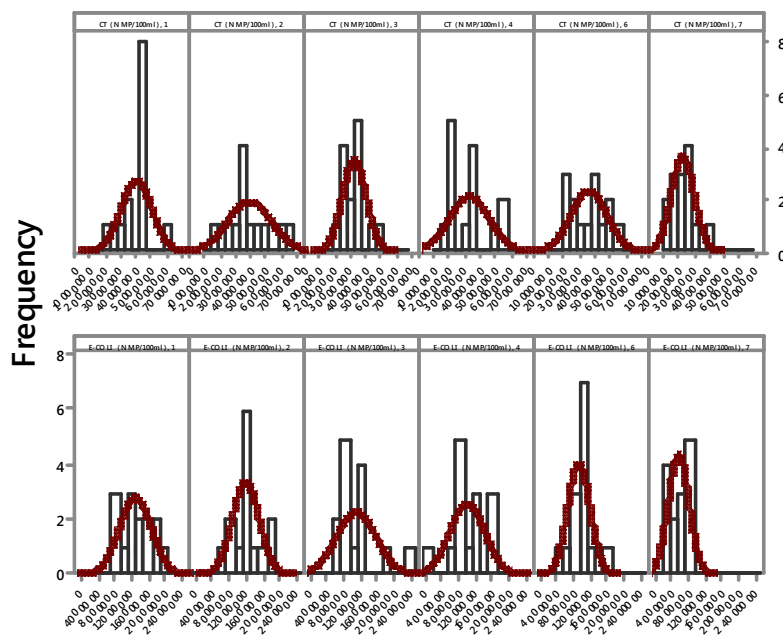


ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa



ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Histogram of CT (NMP/100ml), E-COLI (NMP/100ml) Normal



Panel variable: No.

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Descriptores Estadísticos de la Base de Datos por Estación

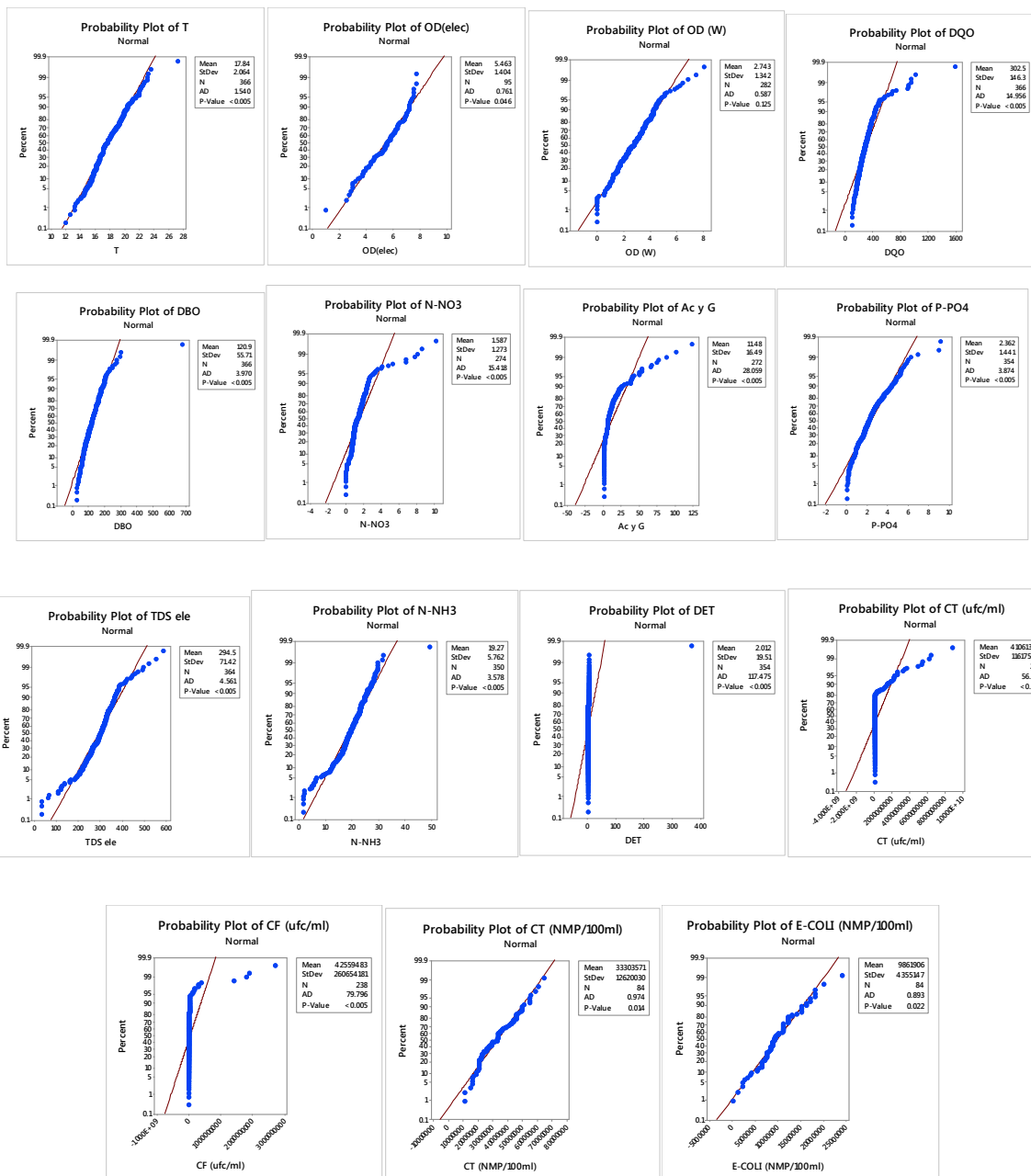
Variable	No.	Mean	StDev	CoefVar	Minimum	Maximum	Q1	Median	Q3	Skewness	Kurtosis
T (°C)	1	16.567	1.486	8.97	11.9	19.9	15.7	16.5	17.45	-0.28	1.02
	2	17.174	1.966	11.45	13.5	23.2	15.7	16.6	18.25	0.95	0.88
	3	17.348	1.612	9.29	12.5	20.8	16.45	17.2	18.35	-0.24	0.79
	4	18.726	2.232	11.92	13.1	23.1	17	18.6	20.2	-0.05	-0.29
	6	18.362	1.926	10.49	13.2	23.5	17.08	18.2	19.55	0.1	0.58
	7	18.889	2.002	10.6	14.7	27.2	17.5	19	20	1.1	3.76
	OD(elec) (mg/L)	1	5.073	1.113	21.93	2.99	7.5	4.34	4.8	5.815	0.35
2		4.737	1.48	31.24	0.99	7.4	3.85	5	5.478	-0.69	2
3		4.207	1.27	30.18	2.7	7.2	3.078	3.95	5.282	0.95	0.45
4		6.245	0.75	12.01	5	7.7	5.7	6.2	6.9	0.32	-0.55
6		5.973	1.233	20.64	2.5	7.7	5.425	6.098	6.634	-1.38	3.48
7		6.691	0.634	9.48	5.36	7.53	6.3	6.95	7.2	-0.86	-0.04
OD (W) (mg/L)		1	2.015	1.115	55.34	0	4.7	1.2	1.8	2.9	0.34
	2	2.196	1.137	51.8	0	5.2	1.4	2.1	3.1	0.24	-0.25
	3	2.26	1.014	44.85	0	4.4	1.6	2.3	3.2	0.01	-0.43
	4	3.183	1.243	39.06	0	6.8	2.3	3.2	4.1	0.19	1.14
	6	3.104	1.212	39.05	0	6.4	2.3	3.1	3.7	0.27	1.35
	7	3.7	1.44	38.92	0	8	2.8	3.7	4.4	0.42	1.71
	DQO (mg/L)	1	350.4	141.5	40.39	165	913	265.5	317	387	2.32
2		313.7	119.1	37.97	104	894	236.5	287	377.5	2.05	8.32
3		316.5	211.4	66.79	94	1583	215	280	341	4.23	22.45
4		285.6	132	46.22	93	1009	218	258	338.5	2.91	14.31
6		302.8	92.8	30.64	105	660	232.5	302	364	0.77	2.4
7		245.8	138.2	56.21	87	949	163.5	214	284	2.9	11.55
DBO (mg/L)		1	143.66	47.68	33.19	26	298	114	136	172.5	0.64
	2	133.82	47.8	35.72	46	290	97.5	134	161.5	0.66	0.92
	3	128	86.4	67.49	36	678	80.5	119	158.5	4.43	27.4
	4	112.15	40.76	36.35	21	205	78.5	108	144	0.17	-0.5
	6	116.46	43.18	37.08	34	243	90.5	117	138.5	0.41	0.54
	7	91.51	40.15	43.87	23	257	66	83	114.5	1.43	3.92
	N-NO ₃ (mg/L)	1	1.447	1.157	80	0	6.8	0.8	1.2	2.05	2.3
2		1.558	1.197	76.82	0.1	8.1	0.9	1.3	1.95	3.82	20.32
3		1.356	1.063	78.44	0	6.8	0.8	1.1	1.85	3.05	15.09
4		1.704	1.372	80.48	0.1	8.6	0.95	1.5	2.05	3.14	14.1
6		1.719	1.268	73.77	0	7.8	0.9	1.5	2	2.7	10.58
7		1.727	1.545	89.5	0.3	10.2	0.9	1.5	1.95	4.14	21.16
AcyG (mg/L)		1	10.99	13.29	120.89	0	53	3	6	13.34	2.05
	2	13.92	22.24	159.72	0	123	2.75	7	13.62	3.58	14.58
	3	10.65	13.65	128.22	0	53	2	5	12.5	2.03	3.68
	4	10.84	13.71	126.45	0	74	1	7	16	2.68	9.71
	6	10.46	17.04	162.94	0	101	2	6	10.5	3.85	18.23
	7	11.92	17.63	147.89	0	77	2	6	13	2.58	6.36
	P-PO ₄ (mg/L)	1	2.69	1.606	59.71	0.07	9.1	1.711	2.34	3.6	1.36
2		2.405	1.327	55.18	0	5.22	1.58	2.246	3.22	0.29	-0.32
3		2.408	1.4	58.15	0.06	6.19	1.61	2.22	3.436	0.64	-0.07
4		2.348	1.589	67.69	0	8.97	1.14	2.222	2.91	1.51	4.18
6		2.504	1.526	60.96	0.1	6.88	1.13	2.33	3.64	0.64	0.15
7		1.816	1.024	56.38	0.09	4.6	1.111	1.61	2.604	0.53	-0.31

Variable	No.	Mean	StDev	CoefVar	Minimum	Maximum	Q1	Median	Q3	Skewness	Kurtosis
TDS ele (uS/cm)	1	314.97	68.82	21.85	32	491	296.5	324	353.5	-1.35	5.12
	2	302.4	78.2	25.87	61	554	267.5	296	330.3	0.15	3.21
	3	305.34	69.74	22.84	119	586	271.5	312	341.5	0.38	4.16
	4	292	75.12	25.73	30	495	257	303	332.5	-0.94	3.32
	6	290.61	66.09	22.74	31	469	260.5	299	329	-0.88	4.03
	7	261.58	59.87	22.89	103	415	231.5	257.5	290.75	0.22	1.12
	N-NH ₃ (mg/L)	1	21.238	5.565	26.2	1.77	29.75	19.092	21.75	25.25	-1.27
2		21.578	5.739	26.59	1.81	31.75	19.258	22.511	24.88	-1.31	2.48
3		20.401	6.776	33.22	1.58	49.25	17.326	20.875	23.813	0.61	5.67
4		18.882	4.578	24.24	1.46	29.75	16.862	19.017	21.813	-1.27	4.45
6		18.665	4.667	25.01	1.46	31.25	17.25	18.75	21	-1.33	4.75
7		14.968	4.433	29.62	1.49	24.5	12.418	15.5	17.6	-0.7	0.88
DET (mg/L)		1	1.148	1.832	159.52	0.006	5.53	0.096	0.181	0.35	1.33
	2	1.059	1.69	159.64	0.019	5.189	0.093	0.161	0.344	1.39	0.16
	3	1.006	1.574	156.46	0.007	5.246	0.099	0.15	0.406	1.43	0.37
	4	0.924	1.404	151.91	0.025	4.273	0.111	0.182	0.484	1.36	0.04
	6	7.31	47.66	651.85	0.01	366.96	0.11	0.2	0.51	7.67	58.83
	7	0.62	0.925	149.22	0.006	3.358	0.097	0.191	0.472	1.74	1.6
	CT (ufc/100 mL)	1	8E+08	2E+09	231.4	64000	8.9E+09	240000	4E+06	7E+08	2.9
2		4E+08	8E+08	193.52	100000	3.6E+09	302500	1E+07	5E+08	2.25	5.41
3		4E+08	1E+09	286.92	52000	6.2E+09	280000	3E+06	2E+07	3.82	16.26
4		3E+08	9E+08	312.15	51000	4.9E+09	245000	1E+06	2E+07	4.07	18.07
6		2E+08	6E+08	330.78	26000	3.2E+09	277500	1E+07	3E+07	3.83	14.51
7		3E+08	1E+09	314.03	18000	5.3E+09	255000	8E+06	3E+07	4.08	18.07
CF (ufc/100ml)		1	2E+07	7E+07	313.04	8000	2.8E+08	90000	140000	3E+06	3.57
	2	6E+07	3E+08	539.34	11000	1.9E+09	82000	235000	4E+06	6.28	39.59
	3	5E+07	2E+08	492.66	8000	1.4E+09	57500	140000	287500	6.05	37.47
	4	1E+07	6E+07	480.05	1000	3.9E+08	60000	110000	240000	5.98	36.56
	6	7E+07	4E+08	613.3	6000	2.7E+09	80000	110000	895000	6.32	39.99
	7	5E+07	3E+08	573.82	5000	1.8E+09	36750	85000	350000	6.29	39.7
	CT (NMP/100ml)	1	4E+07	1E+07	25.78	2E+07	5.9E+07	3E+07	4E+07	5E+07	-0.48
2		4E+07	1E+07	37.5	2E+07	6.5E+07	3E+07	4E+07	5E+07	0.41	-0.73
3		3E+07	8E+06	25.02	2E+07	5E+07	3E+07	3E+07	3E+07	1.07	0.95
4		3E+07	1E+07	41.49	2E+07	5.5E+07	2E+07	3E+07	4E+07	0.66	-0.78
6		4E+07	1E+07	33.95	2E+07	5.6E+07	2E+07	4E+07	5E+07	0.21	-1.21
7		2E+07	8E+06	36.44	1E+07	4.1E+07	2E+07	2E+07	2E+07	1.13	2.53
E-COLI (NMP/100ml)		1	1E+07	4E+06	30.69	7E+06	2E+07	9E+06	1E+07	2E+07	0.28
	2	1E+07	3E+06	28.08	6E+06	1.8E+07	9E+06	1E+07	1E+07	0.3	0.3
	3	1E+07	5E+06	45.6	6E+06	2.4E+07	8E+06	9E+06	1E+07	1.95	3.89
	4	1E+07	4E+06	44.01	84	1.6E+07	8E+06	9E+06	1E+07	-0.54	0.75
	6	9E+06	3E+06	30.88	3E+06	1.5E+07	8E+06	9E+06	1E+07	-0.06	1.96
	7	5E+06	3E+06	48.92	1E+06	8600000	2E+06	6E+06	7E+06	-0.34	-1.45

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

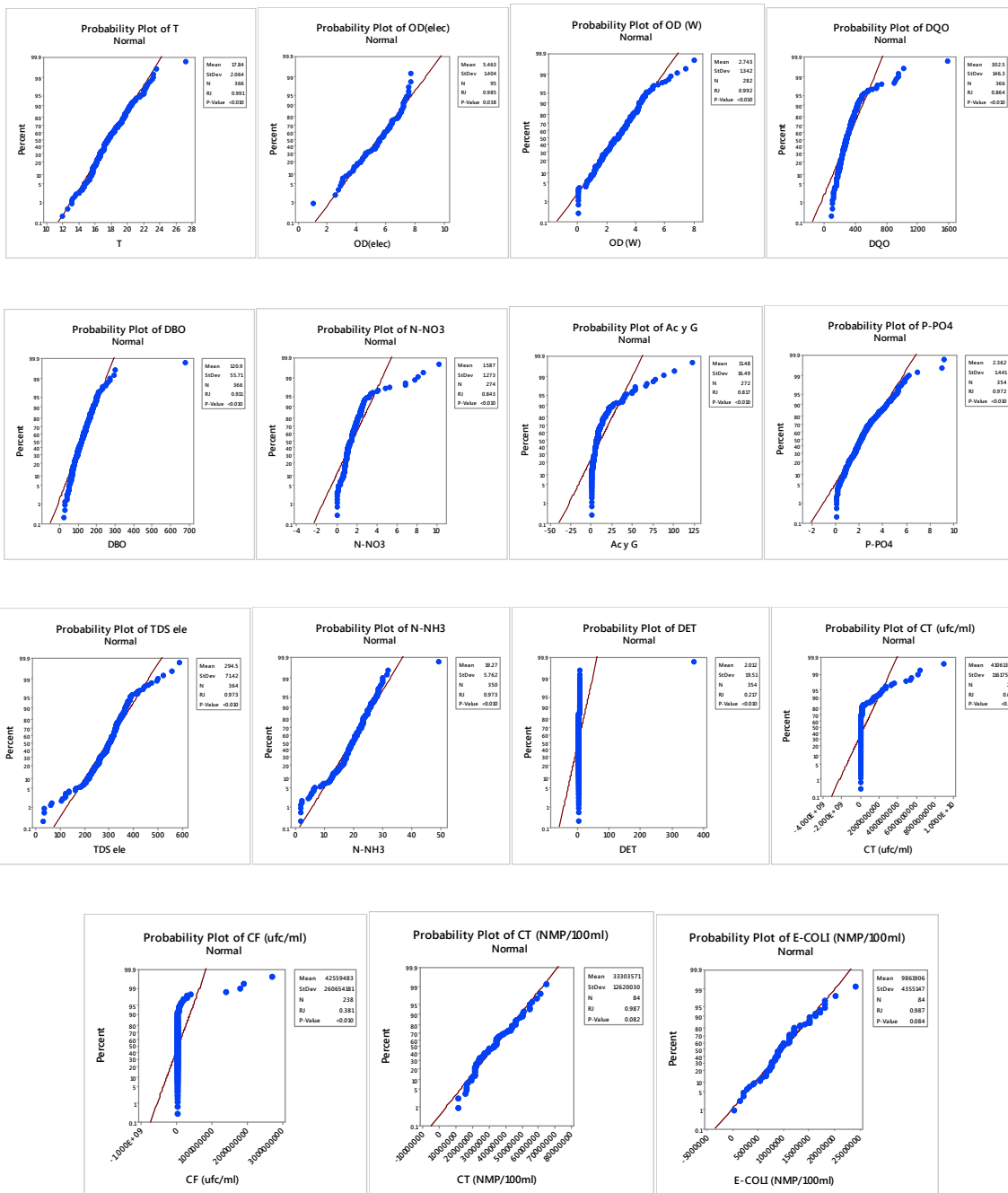
TEST DE NORMALIDAD

Gráficos del Test de Normalidad de Anderson Darling para todos los datos (Global)



ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

Gráficos del Test de Normalidad de Ryan Joiner (similar a Shapiro-Wilk) global



ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

ANEXO 4 ANÁLISIS DE VALORES ATÍPICOS

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DRO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
1	2002-03-19	El Sena	15.5	2.2	389	611	270										
1	2002-04-16	El Sena	19.2	1.5	457	409	131										
1	2002-05-21	El Sena	15.7	0.03	313	258	143	1.95	0.296	1.77	1.5	53					
1	2002-06-18	El Sena	15.4	4	354	324	189	5.54	0.248	23	1.2	49					
1	2002-07-16	El Sena	18.1	1.8	353	481	176	2.51	0.114	24.6	0.03	40					
1	2002-08-20	El Sena	16.7	3.1	348	345	194	3.38	0.305	21.7	0.6	24					
1	2002-09-17	El Sena	15.6	0.9	342	240	131	2.88	0.056	25.3	1.9	8					
1	2002-10-15	El Sena	16.7	1.7	358	406	197	2.6	0.098	25.8	2.5	7	3E+07	1E+05			
1	2002-11-19	El Sena	16.8	1.2	324	266	145	0.91	0.186	23	1.8	13	2E+09	1E+07			
1	2002-12-17	El Sena	15.8	2.5	293	287	157	1.32	0.029	19.7	1.2	4	1E+09	3E+05			
1	2003-01-21	El Sena	16.7	1.7	321	260	127	0.79	0.145	27	2.7	19	2E+07	2E+05			
1	2003-02-18	El Sena	16.8	3.3	237	181	68	0.25	0.203	18.4	2.1	7	6E+09	3E+08			
1	2003-03-18	El Sena	15.1	1.9	319	209	105	2.73	0.08	20.5	2.5	6	6E+09	9E+06			
1	2003-04-22	El Sena	15.8	5.84	3.6	243	213	95	0.62	0.016	13.7	1.6	4		2E+08		
1	2003-05-20	El Sena	16.1	2.2	257	241	125	0.84	0.181	21.5	6.8	1	1E+09	3E+06			
1	2003-06-17	El Sena	14.3	5.79	2.2	212	331	162	0.07	0.006	11.9	0.9	10	3E+07	2E+06		
1	2003-07-22	El Sena	17.6	1.1	283	245	170	3.88	0.196	29.5	2.3	16	1E+09	3E+08			
1	2003-08-19	El Sena	17.3	1.2	307	347	173		0.134	28.5	2.4	0.01	2E+07	8E+05			
1	2003-09-16	El Sena	15.2	0.5	371	218	135	5.63	0.084	28.5	2.4	12	3E+07	1E+06			
1	2003-10-21	El Sena	13.1	1.5	117	913	108	1.55	0.006	5.25	0.03	3	1E+05	8000			
1	2003-11-18	El Sena	18.7	2.99	1.2	354	378	187	3.88	0.191	19.5	3.3	0.01	3E+05	11000		
1	2003-12-16	El Sena	15.8	6.34	2.7	323	310	115	2.88	0.104	27.5	0.1	2	2E+09	3E+07		
1	2004-01-20	El Sena	16.5	1.5	361	379	175	5.05	0.101	25.8	0.8	8	1E+05	16000			
1	2004-02-17	El Sena	19.9	1.5	383	406	209	1.98	0.076	29.8	0.5	5	6E+05	50000			
1	2004-03-23	El Sena	16.4	0.7	304	204	119	1.94	0.128	28.3	0.9	1	2E+07	4E+06			
1	2004-04-20	El Sena	16.6	2.3	257	273	105	1.9	0.089	21.8	0.9	5	2E+09	2E+07			
1	2004-05-18	El Sena	16.3	3.6	203	308	154	3.6	0.087	17.8	0.7	0.01	2E+07	1E+05			
1	2004-06-22	El Sena	18.7	2	318	311	55	1.65	0.055	20.8	0.9	5	3E+09	3E+07			
1	2004-07-20	El Sena	15.2	1.3	361	484	114	3.6	0.115	22.5	0.8	1	2E+05	2E+05			
1	2004-08-17	El Sena	17.4	3.1	360	311	93	1.82	0.163	25.8	1	50	64000				
1	2004-09-21	El Sena	17.7	4.7	393	165	87	2.02	0.063	14.3	1.4	3	1E+05	21000			
1	2004-10-19	El Sena	16.4	3	286	285	81	1.52	0.097	18.3	0.7	0.01	5E+05	90000			
1	2004-11-23	El Sena	16.4	4.2	350	265	26	2	0.144	21.8	0.9	5	6E+05	1E+05			
1	2004-12-21	El Sena	15.9	2.1	194	237	123	2.51	0.243	23	1	0.01	2E+06	2E+05			
1	2005-01-18	El Sena	15.5	1.4	384	480	140	1.72	0.242	23	0.1	17	2E+05	1E+05			
1	2005-02-22	El Sena	17.1	2.7	331	341	121	1.94	0.294	21.3	1.5	3	2E+05	90000			
1	2005-03-22	El Sena	15.7	3.7	297	235	109	2.22	0.196	20.3	1.2	8	2E+05	1E+05			
1	2005-04-19	El Sena	17	2.5	293	239	92	1.9	0.324	16	2.6	2	1E+05	40000			
1	2005-05-17	El Sena	17.6	2.9	326	296	116	2.68	0.105	21.3	0.4	3	2E+05	1E+05			
1	2005-06-21	El Sena	18.4	1.7	325	317	159	2.53	0.33	21.5	2	20	1E+05	40000			
1	2005-07-19	El Sena	15.7	1.6	363	344	114	2.95	0.021	24.5	2.3	20	3E+05	1E+05			
1	2005-08-23	El Sena	15.7	1.1	341	302	143	1.37	0.161	23	0.9	13	3E+06	1E+05			
1	2005-09-20	El Sena	17.6	1.1	319	908	172	1.5	0.054	28	1.6	13	5E+06	1E+05			
1	2005-10-18	El Sena	17	0.03	491	471	140	1.84	0.25	21.8	1.9	4	3E+06	2E+05			
1	2005-11-22	El Sena	17.1	0.03	372	290	171	2.34	0.103	25.3	1.2	6	8E+06	1E+05			
1	2005-12-27	El Sena	11.9	7.5	2.9	324	295	106	1.43	0.35	8.75	1.1		3E+05	64000		
1	2006-01-17	El Sena	15.2	5.2	1.1	32	436	130	2.66	0.096	24.3	0.03	11	4E+06	1E+05		
1	2006-05-16	El Sena	18.9	4.7	305	292	136	1.71	4.239	19.3	13.7				4E+07	8600000	
1	2006-06-20	El Sena	17.1	3.7	311	349	190	2.02	5.53	18.2					3E+07	8200000	
1	2006-07-18	El Sena	14.6	4.2	334	395	176	2.92	3.835	22.9					5E+07	1.8E+07	
1	2006-08-15	El Sena	16		327	341	223	3.01	4.071	22.8					3E+07	9100000	
1	2006-09-19	El Sena	15.7		318	681	298	4.36	4.767	20.1					2E+07	7300000	
1	2006-10-17	El Sena	14		332	307	149	5.83	5.06	25.5					5E+07	1.4E+07	
1	2006-11-28	El Sena	19.5	5.4	317	379	200	4.92	4.724	17.3					4E+07	1.1E+07	
1	2007-01-16	El Sena	17.5	4.5	327	424	142	4.48	3.456	19.5					3E+07	1.1E+07	
1	2007-02-12	El Sena	18.8	4.8	305	469	230	4.67	4.22	24					4E+07	1.7E+07	
1	2007-03-19	El Sena	16.4	6.5	238	345	132	0.92	4.365	14					5E+07	1.3E+07	
1	2007-04-16	El Sena	16.9	5.52	296	360	113	1.85	4.636	16.3					4E+07	1.6E+07	
1	2007-05-14	El Sena	18.4	4.58	304	302	133	3.72	4.096						4E+07	1.2E+07	
1	2007-06-18	El Sena	16.5	4.34	329	319	157	3.56	4.155	25.8					5E+07	2E+07	
1	2007-07-16	El Sena	17.4	4.34	327	358	127	4.77	4.032	21.5					6E+07	1.5E+07	

- Dato censurado con sustitución de DL/2
- Posible outlier identificado en el Diagrama de Cajas
- Outlier eliminado o con corrección de error de digitación

Unidades de medición: T(°C); CT (ufc/100mL, NMP/100mL); CF (ufc/100mL); E-COLI (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
2	2002-03-19	El Trébol	16		3	385	438	290									
2	2002-04-16	El Trébol	18		1.4	554	359	157									
2	2002-05-21	El Trébol	16.2		3.4	304	207	115	1.98	0.301	1.81	1.3	87				
2	2002-06-18	El Trébol	16.5		5.2	280	237	164	5.22	0.295	23	1.3	25				
2	2002-07-16	El Trébol	18.4		2.3	364	187	141	2.12	0.109	23.7	1.5	37				
2	2002-08-20	El Trébol	17.7		2.3	328	322	162	2.87	0.245	20.2	1					
2	2002-09-17	El Trébol	15.7		2	355	278	139	2.96	0.076	26.8	1.1	8				
2	2002-10-15	El Trébol	23.2		1.6	384	395	144	2.05	0.093	25.6	2.3	5	2E+07	3E+05		
2	2002-11-19	El Trébol	18.1		2.4	291	195	116	1.5	0.111	18.3	2.5	12	2E+09	3E+07		
2	2002-12-17	El Trébol	14.5		1.2	254	185	55	1.11	0.052	18	1.9	9	2E+07	1E+05		
2	2003-01-21	El Trébol	16		0.9	159	104	55	0.33	0.216	28	2.7	24	1E+09	2E+05		
2	2003-02-18	El Trébol	16.6		2.8	261	198	80	0.28	0.142	18.5	2.4	8	1E+09	1E+08		
2	2003-03-18	El Trébol	15.2	5.41	1	291	174	73	1.83	0.054	22.4	2.9	0.01	1E+09	1E+07		
2	2003-04-22	El Trébol	14.8		3.7	201	259	90	0.79	0.032	11.8	1.6	10	2E+07	3E+06		
2	2003-05-20	El Trébol	17.7		1.6	331	225	159	0.62	0.171	23.6	8.1	2	4E+09	2E+06		
2	2003-06-17	El Trébol	14.8		2.3	182	282	156	0.07	0.113	15.1	1.8	8	2E+08	2E+07		
2	2003-07-22	El Trébol	16.1		1.7	321	331	177	5.13	0.185	28	2	5	2E+09	8E+07		
2	2003-08-19	El Trébol	15.6	4	1.1	284	187	129	4.3	0.04	24.5	2.2	37	3E+06	11000		
2	2003-09-16	El Trébol	17.3		1	323	340	108	3.38	0.085	24.5	2.3	24	3E+07	4E+06		
2	2003-10-21	El Trébol	15.7		3.3	105	894	124	1.63	0.019	6.5	1.6	2	1E+07	16000		
2	2003-11-18	El Trébol	19.2		1.9	272	287	143	3.55	0.206	16.8	2.3	1	1E+09	3E+07		
2	2003-12-16	El Trébol	18.5		2.4	263	236	119	3.38	0.105	29.3	0.6	2	2E+07	1E+06		
2	2004-01-20	El Trébol	17.7		2.4	286	325	134	4.3	0.093	27.5	0.7	13	2E+05	88000		
2	2004-02-17	El Trébol	22		1.5	272	344	169	1.58	0.105	24.8	0.9	7	2E+07	3E+05		
2	2004-03-23	El Trébol	16.7		0.6	373	170	122	1.98	0.147	26.8	1	2	1E+09	2E+07		
2	2004-04-20	El Trébol	14.8		0.03	349	256	95	2.17	0.086	20	0.9	4	6E+08	2E+07		
2	2004-05-18	El Trébol	15.5		3.8	234	394	142	1.3	0.089	14.5	0.7	1	2E+07	1E+05		
2	2004-06-22	El Trébol	15.5		0.8	365	329	95	2.85	0.091	23	0.1	0.01	2E+09	2E+09		
2	2004-07-20	El Trébol	16		2.1	445	402	75	1.95	0.161	24.8	1	4	2E+07	3E+05		
2	2004-08-17	El Trébol	16.3		3.2	519	284	96	1.93	0.126	29.8	1	37	1E+05	14000		
2	2004-09-21	El Trébol	17.3		3.5	292	180	99	2.34	0.098	21.5	1.1	1	1E+07	1E+05		
2	2004-10-19	El Trébol	15.5		3.4	252	234	73	2.22	0.123	27	0.8	7	2E+05	51000		
2	2004-11-23	El Trébol	16.1		3.7	276	278	46	2.56	0.162	28.3	0.9	4	2E+06	2E+05		
2	2004-12-21	El Trébol	18.4		1.5	266	280	100	1.8	0.154	22.3	0.8	0.01	2E+06	3E+05		
2	2005-01-18	El Trébol	17.4		2.9	293	212	89	1.11	0.235	22.3	1.2	5	1E+05	94000		
2	2005-02-22	El Trébol	20.4		2.8	257	289	101	2.19	0.29	22	1.7	7	2E+05	90000		
2	2005-03-22	El Trébol	17.9		4.2	249	254	111	2.37	0.222	18.8	1.1	7	9E+05	4E+05		
2	2005-04-19	El Trébol	18.7		2.1	312	270	67	0.8	0.338	19.5	1.6	0.01	1E+05	60000		
2	2005-05-17	El Trébol	15.7		3.1	256	236	118	2.04	0.126	20	0.8	3	2E+05	80000		
2	2005-06-21	El Trébol	17.5		1.7	370	322	80	3.22	0.074	24.5	1.8	22	1E+05	40000		
2	2005-07-19	El Trébol	17.9		1.5	290	330	96	3.03	0.164	25	1.7	17	3E+05	80000		
2	2005-08-23	El Trébol	17.1		2	61	469	198	0.01	0.069	21	0.9	12	3E+07	4E+06		
2	2005-09-20	El Trébol	19.8		2.8	325	369	108	0.01	0.027	26.5	1.6	8	9E+06	3E+05		
2	2005-10-18	El Trébol	19.1		0.1	414	522	208	2.64	0.113	31.8	1	7	7E+06	2E+05		
2	2005-11-22	El Trébol	16.6	5.5	0.6	287	306	163	2.62	0.143	24.5	1.2	11	3E+06	1E+05		
2	2005-12-27	El Trébol	13.5		3.4		237	108	1.25	0.344	6	2.1		3E+05	56000		
2	2006-01-17	El Trébol	16.1	5.2	1	297	410	161	2.34	0.169	22.3	0.1	5	3E+05	60000		
2	2006-05-16	El Trébol	15.6	5.1		326	274	159	1.68	3.636	20.2		12		3E+07	1.2E+07	
2	2006-06-20	El Trébol	16	4.9		295	245	128	2.25	3.748	20.3		15.5		2E+07	5600000	
2	2006-07-18	El Trébol	19.5	7.4		321	394	159	2.67	2.954	22.6				6E+07	1.8E+07	
2	2006-08-15	El Trébol	15.6			318	408	195	2.72	3.229	23.2				3E+07	1.2E+07	
2	2006-09-19	El Trébol	21			318	418	194	4.31	4.47	20.8				2E+07	1.1E+07	
2	2006-10-17	El Trébol	14.6			334	258	158	4.74	4.965	25.3				2E+07	8800000	
2	2006-11-28	El Trébol	16.4	5.4		322	447	244	2.91	3.183	19.4				7E+07	1.7E+07	
2	2007-01-16	El Trébol	20.2	4.4		279	441	189	4.16	4.138	17.1				6E+07	1.2E+07	
2	2007-02-12	El Trébol	16.4	4.5		333	554	229	4.63	4.454	23.9				3E+07	9600000	
2	2007-03-19	El Trébol	16.1	6.8		228	326	135	1.31	3.946	12.6				4E+07	1.5E+07	
2	2007-04-16	El Trébol	17.1	5.5		289	328	136	2.3	5.189	18.1				4E+07	8600000	
2	2007-05-14	El Trébol	21.7	3.7		298	360	169	3.99	4.746					3E+07	1.1E+07	
2	2007-06-18	El Trébol	18.5	3.2		321	272	148	3.39	3.625	22.9				5E+07	1.1E+07	
2	2007-07-16	El Trébol	17.6	3.8		327	386	170	5.16	3.792	24.8				5E+07	1.3E+07	

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (u/c/ml)	CF (u/c/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
3	2002-03-19	Las Orquídeas	17		2.5	362	433	270									
3	2002-04-16	Las Orquídeas	19		1.2	134	313	194									
3	2002-05-21	Las Orquídeas	16.3		0.03	271	181	84	1.49	0.32	1.58	2	53				
3	2002-06-18	Las Orquídeas	15.8		1.6	385	504	173	6.19	0.111	23.3	1.4	18				
3	2002-07-16	Las Orquídeas	19.2		1.6	367	292	160	2.09	0.38	22.4	0.6	53				
3	2002-08-20	Las Orquídeas	17.5		3.2	331	302	110	2.59	0.066	20.1	0.3	9				
3	2002-09-17	Las Orquídeas	16.2		1.7	343	166	96	2.27	0.067	17.3	1	5				
3	2002-10-15	Las Orquídeas	17.2		1.2	344	266	120	1.61	0.036	24.7	2.3	27	60000	20000		
3	2002-11-19	Las Orquídeas	17.6		2.3	285	199	104	0.88	0.136	19.8	2.3	9	3E+09	1E+09		
3	2002-12-17	Las Orquídeas	16.8		2.5	264	296	97	1.06	0.039	16.5	1.4	3	2E+09	1E+05		
3	2003-01-21	Las Orquídeas	16.5		2.6	312	209	101	0.84	0.143	27.5	2.2	11	1E+09	2E+05		
3	2003-02-18	Las Orquídeas	16.6		3.4	204	194	58	0.25	0.161	16.1	2.3	5	4E+08	2E+08		
3	2003-03-18	Las Orquídeas	15.8		2	318	260	93	1.8	0.051	18.5	1.6	10	2E+07	2E+06		
3	2003-04-22	Las Orquídeas	16.5	5.52	2.8	215	188	78	0.66	0.099	13.3	2	5	6E+09	1E+07		
3	2003-05-20	Las Orquídeas	17		2.3	248	149	90	0.38	0.26	18.5	6.8	0.01	2E+07	5E+06		
3	2003-06-17	Las Orquídeas	14	5.67	3.4	191	379	145	0.06	0.031	12.9	1.6	1	2E+07	3E+05		
3	2003-07-22	Las Orquídeas	18.3		0.9	301	426	157	4.47	0.206	28.5	1.1	7	1E+07	4E+05		
3	2003-08-19	Las Orquídeas	17.2		2.4	304	320	115	5.3	0.119	24	2.4	0.01	5E+06	3E+05		
3	2003-09-16	Las Orquídeas	16.9		0.9	374	121	67	5.3	0.088	24.5	2.1	8	7E+05	20000		
3	2003-10-21	Las Orquídeas	13.6		2.8	119	732	104	2.55	0.007	5.5	0.03	5	1E+07	56000		
3	2003-11-18	Las Orquídeas	19.9		1.8	352	221	136	2.8	0.259	21	1.6	0.01	3E+05	17000		
3	2003-12-16	Las Orquídeas	15.5	4.57	2	377	272	119	3.8	0.122	25	0.03	2	1E+09	2E+07		
3	2004-01-20	Las Orquídeas	17.6		2.2	360	338	124	2.55	0.131	24.8	0.8	8	5E+06	27000		
3	2004-02-17	Las Orquídeas	20.8		2.4	362	314	148	1.66	0.093	23.8	0.8	5	2E+05	12000		
3	2004-03-23	Las Orquídeas	17.4		1.9	288	94	89	1.76	0.126	24.8	0.9	2	5E+05	8000		
3	2004-04-20	Las Orquídeas	17.3		2.4	258	261	64	1.8	0.11	20.8	0.8	5	2E+09	2E+08		
3	2004-05-18	Las Orquídeas	15.8		3.3	179			1	0.082	12	0.9	0.01	2E+07	2E+05		
3	2004-06-22	Las Orquídeas	17.8		0.8	331	315	56	2.56	0.144	9.25	0.3	49	2E+07	2E+07		
3	2004-07-20	Las Orquídeas	17		2.3	225	266	36	1.92	0.21	23.8	0.6	5	3E+05	3E+05		
3	2004-08-17	Las Orquídeas	19.1		3.9	340	271	83	3.55	0.12	28.8	1.1	19	52000	9000		
3	2004-09-21	Las Orquídeas	17.2		3.5	421	180	93	2.22	0.079	20.3	1	2	1E+07	62000		
3	2004-10-19	Las Orquídeas	16.5		3.4	272	153	50	1.62	0.14	19.5	0.9	3	52000	1E+05		
3	2004-11-23	Las Orquídeas	19.7		4.2	230	250	47	2.41	0.142	22.5	0.7	2	7E+05	80000		
3	2004-12-21	Las Orquídeas	15.6		1.7	308	224	66	2.24	0.294	20.3	0.5	0.01	2E+06	3E+05		
3	2005-01-18	Las Orquídeas	16.4		3.4	295	203	65	1.43	0.32	15	1.8	0.01	1E+05	56000		
3	2005-02-22	Las Orquídeas	17.6		2.4	325	261	72	1.85	0.254	16.3	1.6	14	3E+05	1E+05		
3	2005-03-22	Las Orquídeas	17.1		3.4	240	192	85	1.67	0.163	16	0.8	4	3E+05	1E+05		
3	2005-04-19	Las Orquídeas	17.2		1.7	300	227	62	4.37	0.36	19.3	1.5	0.01	3E+05	1E+05		
3	2005-05-17	Las Orquídeas	18.3		3.6	291	196	54	1.8	0.063	21.3	0.7	4	2E+05	1E+05		
3	2005-06-21	Las Orquídeas	18.7		1.6	331	311	160	2.44	0.15	25.5	1.9	29	1E+05	45000		
3	2005-07-19	Las Orquídeas	17.6		1.7	365	321	63	2.36	0.103	21.5	1.9	33	3E+05	1E+05		
3	2005-08-23	Las Orquídeas	16.3		2.7	305	243	95	0.49	0.084	23.3	0.9	18	2E+06	2E+05		
3	2005-09-20	Las Orquídeas	18.6		1.9	323	952	183	0.65	0.038	25.8	1.2	21	7E+06	1E+05		
3	2005-10-18	Las Orquídeas	17.1		0.6	586	370	149	3.16	0.406	27.3	1.1	5	6E+06	2E+05		
3	2005-11-22	Las Orquídeas	17.2		0.5	358	246	125	2.32	0.12		1.6	5	3E+06	2E+05		
3	2005-12-27	Las Orquídeas	12.5	7.2	4.4	236	206	75	0.78	0.37	6.5	1.7		3E+06	1E+05		
3	2006-01-17	Las Orquídeas	15.4	3.9	1.2	369	350	160	2.02	0.33	22.5	0.03	5	2E+06	72000		
3	2006-05-16	Las Orquídeas	19.3	4		305	244	186	1.63	3.142	19.6		10.2			3E+07	6300000
3	2006-06-20	Las Orquídeas	17.3	3.4		322	282	155	1.68	4.27	17.6					3E+07	1.1E+07
3	2006-07-18	Las Orquídeas	16	2.7		318	261	147	2.21	2.542	22.8					3E+07	8300000
3	2006-08-15	Las Orquídeas	17			322	382	193	2.53	3.202	21.3					3E+07	7500000
3	2006-09-19	Las Orquídeas	16.6			322	365	162	4.07	3.198	18					2E+07	9300000
3	2006-10-17	Las Orquídeas	16			329	344	160	4.86	5.246	25.7					3E+07	8600000
3	2006-11-28	Las Orquídeas	19.5	4.3		298	375	198	3.44	4.196	19					3E+07	1.1E+07
3	2007-01-16	Las Orquídeas	20.6	3.8		309	281	137	4.12	3.453	17.4					3E+07	7500000
3	2007-02-12	Las Orquídeas	19.6	3.5		307	491	196	3.99	3.72	23.3					4E+07	1.2E+07
3	2007-03-19	Las Orquídeas	17.9	5.8		235	294	119	1.05	4.674	12.9					3E+07	8600000
3	2007-04-16	Las Orquídeas	19.3	4.18		298	307	135	3.03	3.721	18.5					3E+07	1.1E+07
3	2007-05-14	Las Orquídeas	20.2	2.95		318	286	139	4.15	2.873						3E+07	6300000
3	2007-06-18	Las Orquídeas	18.4	2.85		321	280	141	3.52	3.994	23.6					5E+07	2.4E+07
3	2007-07-16	Las Orquídeas	18.3	2.97		323	366	188	4.8	4.008	23.2					5E+07	1.8E+07

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
4	2002-03-21	AJ. QBatán	16		2.8	254	413	168									
4	2002-04-16	AJ. QBatán	16.2		2.2	363	197	122									
4	2002-05-21	AJ. QBatán	16.4		0.03	272	164	62	2.32	0.48	1.46	1.3	39				
4	2002-06-18	AJ. QBatán	17.5		6.8	312	183	116	3.59	0.138	18.9	1	27				
4	2002-07-16	AJ. QBatán	22.5		4.5	304	146	96	2.61	0.207	17.6	3.1	15				
4	2002-08-20	AJ. QBatán	20.4		6	321	429	153	2.34	0.25	18.5	0.3	12				
4	2002-09-17	AJ. QBatán	16.9		4.1	300	113	91	1.65	0.073	16.8	1	17				
4	2002-10-15	AJ. QBatán	18		4.2	340	214	107	2.08	0.025	16.9	2	20	3E+05	41000		
4	2002-11-19	AJ. QBatán	19.7		2.3	285	221	117	1.14	0.146	18.1	2.1	17	3E+09	2E+07		
4	2002-12-17	AJ. QBatán	17.6		3.8	261	246	94	1.11	0.035	14.8	2.4	20	2E+07	2E+05		
4	2003-01-21	AJ. QBatán	17.9		2.8	292	187	81	0.7	0.188	19.8	2.1	15	2E+09	2E+05		
4	2003-02-18	AJ. QBatán	19		3.5	228	244	70	0.28	0.166	16.2	2.3	1	7E+08	6E+07		
4	2003-03-18	AJ. QBatán	21.5		1.7	318	218	90	2.91	0.039	20.1	3.1	6	1E+07	2E+05		
4	2003-04-22	AJ. QBatán	16.7	5.87	3.6	225	148	66	0.73	0.065	12.7	1.9	2	5E+08	1E+06		
4	2003-05-20	AJ. QBatán	18.2		3.2	232	93	71	0.24	0.249	17	8.6	0.01	2E+07	1E+05		
4	2003-06-17	AJ. QBatán	15.2	6.83	4.2	203	294	149	0.12	0.083	12.2	1.5	4	3E+07	3E+05		
4	2003-07-22	AJ. QBatán	18.7		1.2	326	416	149	5.3	0.112	27	2.5	10	7E+05	40000		
4	2003-08-19	AJ. QBatán	18		3.2	287	560	95	5.2	0.08	22.8	2	0.01	2E+07	1E+05		
4	2003-09-16	AJ. QBatán	20.2		1.8	349	202	67	8.97	0.037	22.8	2.3	40	3E+05	41000		
4	2003-10-21	AJ. QBatán	14.3		2.5	122	1009	78	1.97	0.025	4	1	0.01	1E+07	5E+05		
4	2003-11-18	AJ. QBatán	19.2		3.7	375	258	57	2.55	0.195	22	1.6	0.01	5E+09	4E+08		
4	2003-12-16	AJ. QBatán	22		2.7	332	218	129	2.55	0.102	18	0.4	1	2E+07	1E+06		
4	2004-01-20	AJ. QBatán	22		3.2	340	353	144	5.8	0.171	23	1	12	2E+05	18000		
4	2004-02-17	AJ. QBatán	22.3		3	349	350	154	2.26	0.12	16.8	1.6	7	3E+05	38000		
4	2004-03-23	AJ. QBatán	19.6		3.6	254	132	66	1.56	0.16	20.8	0.7	3	72000	1000		
4	2004-04-20	AJ. QBatán	18.9		3.6	227	229	63	2.11	0.182	21	1.3	3	9E+08	3E+07		
4	2004-05-18	AJ. QBatán	16.7		4.2	193	276	129	1	0.089	15.5	0.6	0.01	1E+07	2E+05		
4	2004-06-22	AJ. QBatán	22		1.1	344	343	76	2.34	0.133	23.3	0.1	5	3E+07	9E+06		
4	2004-07-20	AJ. QBatán	20.5		2.9	215	410	95	2.1	0.207	29.8	0.7	1	3E+05	2E+05		
4	2004-08-17	AJ. QBatán	20.2		4.4	325	332	138	1.03	0.112	21.5	0.9	74	51000			
4	2004-09-21	AJ. QBatán	19.9		4.1	413	170	79	1.99	0.078	20	0.7	0.01	2E+05	44000		
4	2004-10-19	AJ. QBatán	17.1		3.5	252	152	45	1	0.128	16.5	4.1	0.01	2E+07	39000		
4	2004-11-23	AJ. QBatán	18.4		3.9	338	242	21	2.27	0.178	20.3	1	7	7E+05	70000		
4	2004-12-21	AJ. QBatán	16.2		3.1	363	228	88	2.24	0.26	20.8	0.8	1	2E+06	1E+05		
4	2005-01-18	AJ. QBatán	16.6		4.4	287	227	63	0.01	0.484	18	1.7	12	2E+05	64000		
4	2005-02-22	AJ. QBatán	19.9		4.1	317	309	93	1.77	0.304	17.8	1.5	5	2E+05	1E+05		
4	2005-03-22	AJ. QBatán	18.6		4.2	62	264	121	1.77	0.21	15.3	1.6	10	2E+05	80000		
4	2005-04-19	AJ. QBatán	17.6		2.2	333	330	137	2.83	0.266	19.3	1.5	1	2E+05	1E+05		
4	2005-05-17	AJ. QBatán	19.4		4.6	292	230	107	1.69	0.111	20.3	0.8	4	2E+05	1E+05		
4	2005-06-21	AJ. QBatán	23.1		3.2	324	326	45	2.27	0.155	22.5	1.4	9	2E+05	60000		
4	2005-07-19	AJ. QBatán	17.7		2.6	368	370	102	2.59	0.063	21.8	1.5	21	1E+06	1E+05		
4	2005-08-23	AJ. QBatán	20.4		2	281	263	155	0.49	0.233	16.3	1.9	21	6E+06	1E+05		
4	2005-09-20	AJ. QBatán	19.2		2.8	303	359	150	0.46	0.038	23.5	1.4	19	6E+06	1E+05		
4	2005-10-18	AJ. QBatán	22.7		1.6	495	442	176	3.11	0.194	26.3	1	4	7E+06	64000		
4	2005-11-22	AJ. QBatán	18.2		1.5	436	306	173	2.42	0.176	23	1.9	9	1E+06	2E+05		
4	2005-12-27	AJ. QBatán	13.1	7.7	2.9	230	222	74	0.82	0.352	17.3	4		3E+05	36000		
4	2006-01-17	AJ. QBatán	14.5	6.9	2.1	30	218	96	1.48	0.145	18.5	0.5	4	4E+05	66000		
4	2006-05-16	AJ. QBatán	20	5.7		292	279	175	1.59	3.723	18.4		10			2E+07	5200000
4	2006-06-20	AJ. QBatán	22.1	5.4		310	248	128	1.68	4.152	18.8					2E+07	8000000
4	2006-07-18	AJ. QBatán	17.8	5.8		339	477	205	2.2	2.714	22.1					6E+07	1.6E+07
4	2006-08-15	AJ. QBatán	17			308	258	172	2.22	3.325	20.2					3E+07	7500000
4	2006-09-19	AJ. QBatán	16.6			318	361	153	3.81	2.798	17.1					2E+07	9900000
4	2006-10-17	AJ. QBatán	17			325	266	118	4.48	3.661	22.4					2E+07	7500000
4	2006-11-28	AJ. QBatán	20.3	7.2		261	315	203	2.67	3.297	19.1					3E+07	1.5E+07
4	2007-01-16	AJ. QBatán	19.4	6.2		310	294	138	4.05	2.796	16.8					6E+07	8400000
4	2007-02-12	AJ. QBatán	19.6	6.2		260	334	144	4.05	3.202	19.8					2E+07	8600000
4	2007-03-19	AJ. QBatán	17	7		213	244	108	0.91	3.759	12.3					3E+07	1.1E+07
4	2007-04-16	AJ. QBatán	18.6	6		301	298	128	3.3	4.273	17.8					2E+07	1.2E+07
4	2007-05-14	AJ. QBatán	22.2	5		297	234	98	3.62	3.506						4E+07	1.2E+07
4	2007-06-18	AJ. QBatán	19.9	5.52		297	202	112	3.4	2.708	21.5					4E+07	8400000
4	2007-07-16	AJ. QBatán	17.9	6.36		309	355	141	4.8	3.372	23					5E+07	1.5E+07

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
6	2002-03-21	DJ. QBatán	16		2.8	267	459	158									
6	2002-04-16	DJ. QBatán	17.1		3.1	373	219	130									
6	2002-05-21	DJ. QBatán	16.7		0.03	279	190	47	2.07	0.505	1.46	1.2	38				
6	2002-06-18	DJ. QBatán	17.9		6.4	308	265	127	4.24	0.263	18.4	0.7	2				
6	2002-07-16	DJ. QBatán	20		5.1	307	170	106	1.83	0.388	17.3	1.9	37				
6	2002-08-20	DJ. QBatán	18.8		6.2	323	315	143	2.33	0.078	19.4	1.7	16				
6	2002-09-17	DJ. QBatán	16.9		2.8	299	240	110	1.69	0.066	19.8	1.1	101				
6	2002-10-15	DJ. QBatán	17.2		1.4	338	287	138	0.48	0.062	20.9	2	7	3E+07	2E+05		
6	2002-11-19	DJ. QBatán	19.6		2.1	285	211	104	0.85	0.149	18	2.4	3	2E+09	2E+07		
6	2002-12-17	DJ. QBatán	17.1		4	262	226	38	1.13	0.034	16.1	2.6	2	2E+07	2E+05		
6	2003-01-21	DJ. QBatán	18.2		3.6	289	212	78	1.4	0.134	23.3	1.8	7	2E+07	96000		
6	2003-02-18	DJ. QBatán	18.9		2.8	240	197	92	0.1	0.088	19.2	3.4	2	2E+08	1E+07		
6	2003-03-18	DJ. QBatán	21.5		1.8	316	342	119	2.7	0.077	18	2.6	5	2E+07	1E+06		
6	2003-04-22	DJ. QBatán	17.2	5.98	4.5	233	222	86	0.71	0.221	13.1	2.3	4	5E+07	3E+06		
6	2003-05-20	DJ. QBatán	17.9		3.7	238	186	116	0.71	0.181	19.2	7.8	4	3E+07	2E+06		
6	2003-06-17	DJ. QBatán	15.3	6.13	3.6	184	164	125	0.12	0.009	14.8	1.1	14	1E+08	8E+06		
6	2003-07-22	DJ. QBatán	20.7		0.7	335	160	110	5.97	0.283	31.3	2.6	1	1E+08	1E+07		
6	2003-08-19	DJ. QBatán	18		3.3	291	347	39	5.4	0.09	22.5	1.4	0.01	8E+06	44000		
6	2003-09-16	DJ. QBatán	19.4		3	345	105	50	5.22	0.085	22.5	2.4	25	6E+07	2E+05		
6	2003-10-21	DJ. QBatán	14.6		2.3	120	660	71	0.14	0.011	5.25	0.03	0.01	2E+07	1E+05		
6	2003-11-18	DJ. QBatán	19.2		2.4	346	271	133	2.39	0.176	19.5	0.3	0.01	3E+05	19000		
6	2003-12-16	DJ. QBatán	17.8	5.89	2.2	345	308	139	2.8	0.062	16.8	0.7	1	3E+07	2E+06		
6	2004-01-20	DJ. QBatán	19.8		3.2	348	387	136	6.88	0.092	24.3	1	7	3E+05	18000		
6	2004-02-17	DJ. QBatán	23		2.9	355	331	170	1.88	0.123	17.8	0.8	2	3E+05	54000		
6	2004-03-23	DJ. QBatán	18.8		2.3	262	171	96	2.32	0.198	17.5	1.2	1	26000	6000		
6	2004-04-20	DJ. QBatán	19.6		3.1	254	278	79	2.32	0.173	23.3	0.7	5	2E+09	3E+07		
6	2004-05-18	DJ. QBatán	17.3		4.5	196	368	118	1.03	0.106	16.3	0.7	7	2E+07	1E+05		
6	2004-06-22	DJ. QBatán	23.5		2.3	334	418	56	2.44	0.122	20.5	4.8	9	3E+09	3E+09		
6	2004-07-20	DJ. QBatán	17.9		3.4	224	408	89	2.5	0.237	21	0.9	0.01	1E+07	3E+05		
6	2004-08-17	DJ. QBatán	21.1		3.7	342	377	93	2.61	0.224	21	1.1	6	1E+05	6000		
6	2004-09-21	DJ. QBatán	19.9		4.1	440	270	103	2.12	0.096	21.3	1.5	2	6E+06	62000		
6	2004-10-19	DJ. QBatán	16.9		4	267	374	67	2.19	0.14	18.8	0.9	0.01	2E+07	13000		
6	2004-11-23	DJ. QBatán	19.4		3.4	360	309	34	2.98	0.152	26.3	1	13	6E+05	90000		
6	2004-12-21	DJ. QBatán	15.9		3	355	272	83	2.44	0.282	18.5	0.7	1	1E+06	2E+05		
6	2005-01-18	DJ. QBatán	17.3		4.2	269	264	69	1	0.234	16.3	2	2	2E+05	80000		
6	2005-02-22	DJ. QBatán	20.5		3.2	317	336	100	2.18	0.248	19.5	1.5	8	2E+05	1E+05		
6	2005-03-22	DJ. QBatán	18.2		4.4	287	233	128	2.41	0.446	16.5	1	2	2E+05	1E+05		
6	2005-04-19	DJ. QBatán	18.5		2.2	318	344	100	3.65	0.376	18	1.8	6	2E+05	80000		
6	2005-05-17	DJ. QBatán	18.5		3.8	287	351	110	1.79	0.03	17.8	0.9	4	2E+05	80000		
6	2005-06-21	DJ. QBatán	19.5		3.1	304	363	201	1.1	0.38	18.8	1.8	9	65000	20000		
6	2005-07-19	DJ. QBatán	18.1		2.5	358	404	105	3.43	0.183	19.8	1.5	42	3E+05	1E+05		
6	2005-08-23	DJ. QBatán	19.4		3	287	302	131	0.86	0.384	17	0.9	11	4E+06	1E+05		
6	2005-09-20	DJ. QBatán	20.9		2.1	299	416	122	0.65	0.159	23.3	1.9	10	2E+07	2E+05		
6	2005-10-18	DJ. QBatán	19.3		1.3	469	432	164	3.64	0.186	23.3	1.7	19	1E+07	1E+05		
6	2005-11-22	DJ. QBatán	18.5		1.8	216	374	177	3.15	0.119	21	1.7	9	2E+05	84000		
6	2005-12-27	DJ. QBatán	13.2	7.7	3.3	215	196	58	1.03	0.298	4.5	1.2		3E+06	84000		
6	2006-01-17	DJ. QBatán	15	7.5	3.3	31	292	117	2.02	0.203	17.3	0.9	17	3E+06	92000		
6	2006-05-16	DJ. QBatán	19.3	5.3		287	284	160	1.64	4.889	17		9.66			4E+07	3100000
6	2006-06-20	DJ. QBatán	17.5	4.6		306	277	121	1.93	4.41	18.5					2E+07	9300000
6	2006-07-18	DJ. QBatán	20.4	2.5		324	453	215	2.83	3.917	21	1.77				6E+07	9900000
6	2006-08-15	DJ. QBatán	17			307	274	176	2.57	4.703	19.9					4E+07	9100000
6	2006-09-19	DJ. QBatán	16.5			307	365	151	4.25	5.01	19.4					2E+07	9900000
6	2006-10-17	DJ. QBatán	16			313	373	243	4.86	3.661	23.2	3.25				2E+07	7800000
6	2006-11-28	DJ. QBatán	19.4	6.1		258	344	193	3.08	4.051	19					5E+07	1.5E+07
6	2007-01-16	DJ. QBatán	21	5.8		314	324	122	4.39	5.067	17.6					3E+07	1.1E+07
6	2007-02-13	DJ. QBatán	19.1	6.7		259	345	144	4.03	4.8	18.4					3E+07	9250000
6	2007-03-20	DJ. QBatán	17	7.25		216	232	95	0.79	3.887	12					2E+07	5250000
6	2007-04-17	DJ. QBatán	17.2	6.44		272	328	116	3.78	4.481	18	3.6				4E+07	7200000
6	2007-05-15	DJ. QBatán	19.8	5.27		307	291	137	4.69	3.964	23.2					3E+07	8300000
6	2007-06-19	DJ. QBatán	17.1	6.1		285	251	142	4.2	3.728	21.2					4E+07	9150000
6	2007-07-17	DJ. QBatán	17	6.33		256	304	125	3.82	3.375	17.1	1.51				5E+07	1.1E+07

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	CT (NMP/100ml)	E-COLI (NMP/100ml)
7	2002-03-21	El Trasvase	17		2	262	423	168									
7	2002-04-16	El Trasvase	18		2.5	387	169	86									
7	2002-05-21	El Trasvase	18.2		5.1	294	198	80	3.14	0.575	1.49	1.7	77				
7	2002-06-18	El Trasvase	16.5		8	297	216	120	3.59	0.088	17.6	0.6	65				
7	2002-07-16	El Trasvase	14.7		4.8	264	112	84	1.24	0.203	12.6	1.1	21				
7	2002-08-20	El Trasvase	19.5		7.4	290	288	115	2.17	0.15	15.1	1.5	67				
7	2002-09-17	El Trasvase	19.5		4.9	280	101	77	1.24	0.051	14.5	1	6				
7	2002-10-15	El Trasvase	19.7		3.6	346	211	78	1.66	0.057	18.1	1.9	2	18000	11000		
7	2002-11-19	El Trasvase	21.6		3.4	309	194	70	1.61	0.395	16.3	2	20	5E+09	2E+09		
7	2002-12-17	El Trasvase	16.3		1.6	222	190	23	0.77	0.079	11.7	2.1	14	1E+09	2E+07		
7	2003-01-21	El Trasvase	18.2		1.4	159	125	25	0.85	0.189	4.75	2	14	2E+07	86000		
7	2003-02-18	El Trasvase	20.3		3	256	170	59	0.12	0.236	17	2.8	5	1E+08	1E+08		
7	2003-03-18	El Trasvase	19.1	6.34	4.1	287	182	77	2.18	0.064	18.5	2.7	0.01	5E+08	2E+05		
7	2003-04-22	El Trasvase	16.9		4.3	165	144	33	0.59	0.175	10.9	1.8	9	1E+08	4E+06		
7	2003-05-20	El Trasvase	19		4.6	256	325	95	0.51	0.098	17.4	10.2	8	3E+07	2E+05		
7	2003-06-17	El Trasvase	17.3		3.1	159	225	104	0.09	0.066	11.3	1.8	13	3E+07	1E+05		
7	2003-07-22	El Trasvase	18		1.7	271	666	83	3.22	0.084	24.5	1.5	0.01	2E+07	4E+05		
7	2003-08-19	El Trasvase	18.3		5	209	213	60	4.6	0.059	17	2.6	1	1E+07	5E+05		
7	2003-09-16	El Trasvase	27.2		3.7	251	153	125	0.3	0.065	17	1.6	5	2E+08	31000		
7	2003-10-21	El Trasvase	18		2.8	103	949	125	2.88	0.017	6	1.1	4	5E+07	2E+06		
7	2003-11-18	El Trasvase	20.6		4	233	254	98	3.3	0.235	12.8	2.5	0.01	1E+07	2E+05		
7	2003-12-16	El Trasvase	21.5		4.7	259	289	136	2.39	0.006	17.5	1.3	0.01	3E+09	3E+07		
7	2004-01-20	El Trasvase	19.7		5.8	231	373	92	2.8	0.191	20	0.9	9	2E+06	15000		
7	2004-02-17	El Trasvase	22		3.4	243	214	98	1.43	0.144	15	0.9	7	2E+05	14000		
7	2004-03-23	El Trasvase	19.7		2.4	330	145	79	1.56	0.209	20.5	1.8	0.01	7E+05	25000		
7	2004-04-20	El Trasvase	17.1		4.4	308	152	45	1.97	0.149	16.8	0.7	4	2E+05	17000		
7	2004-05-18	El Trasvase	17		3.8	216	560	257	1	0.1	12.8	1.9	6	2E+07	2E+05		
7	2004-06-22	El Trasvase	17		4.1	260	209	60	1.6	0.078	16.3	2.5	14	2E+09	3E+07		
7	2004-07-20	El Trasvase	19		2.7	415	317	66	3.28	0.191	21	0.6	37	2E+05	2E+05		
7	2004-08-17	El Trasvase	18.6		4.2	403	406	137	1.55	0.164	22.3	1	5	1E+05	9000		
7	2004-09-21	El Trasvase	19.1		4.1	267	370	88	1.23	0.193	14.8	1.3	0.01	4E+06	5000		
7	2004-10-19	El Trasvase	22.1		4	245	208	73	1.28	0.191	14.8	0.8	4	3E+05	33000		
7	2004-11-23	El Trasvase	20		4.3	257	223	76	1.87	0.16	17.5	0.6	2	7E+05	1E+05		
7	2004-12-21	El Trasvase	17.7		3	262	255	79	2.07	0.354	18.5	0.3	0.01	3E+07	2E+05		
7	2005-01-18	El Trasvase	18		4.2	215	281	66	3.07	0.472	12.4	1.5	13	1E+05	52000		
7	2005-02-22	El Trasvase	19		3.2	226	209	76	1.33	0.34	20	1.5	5	1E+05	48000		
7	2005-03-22	El Trasvase	20		5.5	233	174	75	1.65	0.211	14	1.2	13	3E+05	60000		
7	2005-04-19	El Trasvase	19.8		2.1	317	250	41	2.93	0.263	16.5	0.8	0.01	2E+05	80000		
7	2005-05-17	El Trasvase	20		4.3	366	158	63	1.2	0.142	15.8	0.8	1	2E+05	60000		
7	2005-06-21	El Trasvase	22.4		3.4	385	199	104	1.11	0.276	15.3	0.8	10	1E+05	27000		
7	2005-07-19	El Trasvase	19.3		2.1	258	266	63	3.15	0.031	19	5.3	12	3E+05	60000		
7	2005-08-23	El Trasvase	19.5		3.5	251	228	151	0.51	0.122	16.3	1.9	8	8E+06	1E+06		
7	2005-09-20	El Trasvase	21.1		2.8	296	287	115	0.37	0.022	21.8	0.9	40	7E+06	64000		
7	2005-10-18	El Trasvase	20.4	5.36	3.5	282	228	93	1.13	0.156	20.3	1.4	5	3E+06	56000		
7	2005-11-22	El Trasvase	19.7	6.4	2.8	239	183	105	1.75	0.229	13.8	1.5	4	8E+06	1E+05		
7	2005-12-27	El Trasvase	16.3		0.03		146	57	0.79	0.097	14.5	2.1		8E+06	84000		
7	2006-01-17	El Trasvase	18.1	7.3	4.6	291	143	56	1.74	0.25	15.5	0.9	6	2E+06	64000		
7	2006-05-16	El Trasvase	18.5	7		283	321	184	1.57	3.015	16.5		6.65			2E+07	8600000
7	2006-06-20	El Trasvase	18.3	7.2		261	150	69	1.8	2.572	17.1		5.57			4E+07	7000000
7	2006-07-18	El Trasvase	21	6.3		295	374	168	1.8	2.915	17.7					3E+07	7000000
7	2006-08-15	El Trasvase	16.4			241	87	49	0.83	2.438	12.4					2E+07	3700000
7	2006-09-19	El Trasvase	20			287	262	115	3.42	2.598	17.8					2E+07	8300000
7	2006-10-17	El Trasvase	15.7			253	114	66	2.2	1.971	11.8					1E+07	2000000
7	2006-11-28	El Trasvase	18.7	6.2		246	247	131	1.11	1.388	15.2					2E+07	6600000
7	2007-01-16	El Trasvase	19.1	5.6		242	304	119	3.59	2.321	13.8					2E+07	2000000
7	2007-02-13	El Trasvase	18.3	7.1		221	226	101	2.05	2.009	10.1					2E+07	7500000
7	2007-03-20	El Trasvase	17.3	7.2		204	156	67	1.34	3.358	8.88					2E+07	6300000
7	2007-04-17	El Trasvase	17.9	6.95		203	226	88	3.55	2.211	8.25					2E+07	4100000
7	2007-05-15	El Trasvase	20.2	6.85		215	121	63	1.5	1.264	9.34					2E+07	2600000
7	2007-06-19	El Trasvase	16.2	7.03		257	206	114	2.6	0.693	11.5					2E+07	6300000
7	2007-07-17	El Trasvase	16.6	7.53		132	221	112	0.93	0.204	5.92					1E+07	1100000

No.	Fecha muestreo	año	mes	día	Estación	T	OD(elec)	OD (W)	TDS ele	DCO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac / G	CT (ufc/ml)	CF (ufc/ml)	T (NMP/100ml)	OLI (NMP/100ml)		
7	2002-03-21	2002	3	21	El Trasvase	17		2	262	423	168											
7	2002-04-16	2002	4	16	El Trasvase	18		2.5	387	169	86											
7	2002-05-21	2002	5	21	El Trasvase	18.2		5.1	294	198	80	3.14	0.575	1.49	1.7	77						
7	2002-06-18	2002	6	18	El Trasvase	16.5		8	297	216	120	3.59	0.088	17.6	0.6	65						
7	2002-07-16	2002	7	16	El Trasvase	14.7		4.8	264	112	84	1.24	0.203	12.6	1.1	21						
7	2002-08-20	2002	8	20	El Trasvase	19.5		7.4	290	288	115	2.17	0.15	15.1	1.5	67						
7	2002-09-17	2002	9	17	El Trasvase	19.5		4.9	280	101	77	1.24	0.051	14.5	1	6						
7	2002-10-15	2002	10	15	El Trasvase	19.7		3.6	346	211	78	1.66	0.057	18.1	1.9	2	18000	11000				
7	2002-11-19	2002	11	19	El Trasvase	21.6		3.4	309	194	70	1.61	0.395	16.3	2	20	5.3E+09	2E+09				
7	2002-12-17	2002	12	17	El Trasvase	16.3		1.6	222	190	23	0.77	0.079	11.7	2.1	14	1.2E+09	2E+07				
7	2003-01-21	2003	1	21	El Trasvase	18.2		1.4	159	125	25	0.85	0.189	4.75	2	14	1.7E+07	86000				
7	2003-02-18	2003	2	18	El Trasvase	20.3		3	256	170	59	0.12	0.236	17	2.8	5	1.4E+08	1E+08				
7	2003-03-18	2003	3	18	El Trasvase	19.1	6.34	4.1	287	182	77	2.18	0.064	18.5	2.7	0.005	4.5E+08	2E+05				
7	2003-04-22	2003	4	22	El Trasvase	16.9		4.3	165	144	33	0.59	0.175	10.9	1.8	9	1.2E+08	4E+06				
7	2003-05-20	2003	5	20	El Trasvase	19		4.6	256	325	95	0.51	0.098	17.4	10.2	8	2.5E+07	2E+05				
7	2003-06-17	2003	6	17	El Trasvase	17.3		3.1	159	225	104	0.09	0.066	11.3	1.8	13	2.9E+07	1E+05				
7	2003-07-22	2003	7	22	El Trasvase	18		1.7	271	666	83	3.22	0.084	24.5	1.5	0.005	2E+07	4E+05				
7	2003-08-19	2003	8	19	El Trasvase	18.3		5	209	213	60	4.6	0.059	17	2.6	1	1.3E+07	5E+05				
7	2003-09-16	2003	9	16	El Trasvase	27.2		3.7	251	153	125	0.3	0.065	17	1.6	5	2.3E+08	31000				
7	2003-10-21	2003	10	21	El Trasvase	18		2.8	103	949	125	2.88	0.017	6	1.1	4	4.5E+07	2E+06				
7	2003-11-18	2003	11	18	El Trasvase	20.6		4	233	254	98	3.3	0.235	12.75	2.5	0.005	1.2E+07	2E+05				
7	2003-12-16	2003	12	16	El Trasvase	21.5		4.7	259	289	136	2.39	0.006	17.5	1.3	0.005	2.6E+09	3E+07				
7	2004-01-20	2004	1	20	El Trasvase	19.7		5.8	231	373	92	2.8	0.191	20	0.9	9	2200000	15000				
7	2004-02-17	2004	2	17	El Trasvase	22		3.4	243	214	98	1.43	0.144	15	0.9	7	200000	14000				
7	2004-03-23	2004	3	23	El Trasvase	19.7		2.4	330	145	79	1.56	0.209	20.5	1.8	0.005	680000	25000				
7	2004-04-20	2004	4	20	El Trasvase	17.1		4.4	308	152	45	1.97	0.149	16.75	0.7	4	240000	17000				
7	2004-05-18	2004	5	18	El Trasvase	17		3.8	216	560	257	1	0.1	12.75	1.9	6	1.9E+07	2E+05				
7	2004-06-22	2004	6	22	El Trasvase	17		4.1	260	209	60	1.6	0.078	16.25	2.5	14	2.2E+09	3E+07				
7	2004-07-20	2004	7	20	El Trasvase	19		2.7	415	317	66	3.28	0.191	21	0.6	37	180000	2E+05				
7	2004-08-17	2004	8	17	El Trasvase	18.6		4.2	403	406	137	1.55	0.164	22.25	1	5	100000	9000				
7	2004-09-21	2004	9	21	El Trasvase	19.1		4.1	267	370	88	1.23	0.193	14.75	1.3	0.005	4000000	5000				
7	2004-10-19	2004	10	19	El Trasvase	22.1		4	245	208	73	1.28	0.191	14.75	0.8	4	300000	33000				
7	2004-11-23	2004	11	23	El Trasvase	20		4.3	257	223	76	1.87	0.16	17.5	0.6	2	650000	1E+05				
7	2004-12-21	2004	12	21	El Trasvase	17.7		3	262	255	79	2.07	0.354	18.5	0.3	0.005	2.9E+07	2E+05				
7	2005-01-18	2005	1	18	El Trasvase	18		4.2	215	281	66	3.07	0.472	12.35	1.5	13	130000	52000				
7	2005-02-22	2005	2	22	El Trasvase	19		3.2	226	209	76	1.33	0.34	20	1.5	5	110000	48000				
7	2005-03-22	2005	3	22	El Trasvase	20		5.5	233	174	75	1.65	0.211	14	1.2	13	340000	60000				
7	2005-04-19	2005	4	19	El Trasvase	19.8		2.1	317	250	41	2.93	0.263	16.5	0.8	0.005	180000	80000				
7	2005-05-17	2005	5	17	El Trasvase	20		4.3	366	158	63	1.2	0.142	15.75	0.8	1	160000	60000				
7	2005-06-21	2005	6	21	El Trasvase	22.4		3.4	385	199	104	1.11	0.276	15.25	0.8	10	100000	27000				
7	2005-07-19	2005	7	19	El Trasvase	19.3		2.1	258	266	63	3.15	0.031	19	5.3	12	340000	60000				
7	2005-08-23	2005	8	23	El Trasvase	19.5		3.5	251	228	151	0.51	0.122	16.25	1.9	8	7700000	1E+06				
7	2005-09-20	2005	9	20	El Trasvase	21.1		2.8	296	287	115	0.37	0.022	21.75	0.9	40	7400000	64000				
7	2005-10-18	2005	10	18	El Trasvase	20.4	5.36	3.5	282	228	93	1.13	0.156	20.25	1.4	5	2800000	56000				
7	2005-11-22	2005	11	22	El Trasvase	19.7	6.4	2.8	239	183	105	1.75	0.229	13.75	1.5	4	7600000	1E+05				
7	2005-12-27	2005	12	27	El Trasvase	16.3		0.025		146	57	0.79	0.097	14.5	2.1		8000000	84000				
7	2006-01-17	2006	1	17	El Trasvase	18.1	7.3	4.6	291	143	56	1.74	0.25	15.5	0.9	6	1700000	64000				
7	2006-05-16	2006	5	16	El Trasvase	18.5	7		283	321	184	1.574	3.015	16.46		6.648			21000000	8600000		
7	2006-06-20	2006	6	20	El Trasvase	18.3	7.2		261	150	69	1.797	2.572	17.11		5.567			41000000	7000000		
7	2006-07-18	2006	7	18	El Trasvase	21	6.3		295	374	168	1.799	2.915	17.7					29000000	7000000		
7	2006-08-15	2006	8	15	El Trasvase	16.4			241	87	49	0.825	2.438	12.42					16000000	3700000		
7	2006-09-19	2006	9	19	El Trasvase	20			287	262	115	3.422	2.598	17.78					23000000	8300000		
7	2006-10-17	2006	10	17	El Trasvase	15.7			253	114	66	2.203	1.971	11.78					11000000	2000000		
7	2006-11-28	2006	11	28	El Trasvase	18.7	6.2		246	247	131	1.111	1.388	15.23					22000000	6600000		
7	2007-01-16	2007	1	16	El Trasvase	19.1	5.6		242	304	119	3.588	2.321	13.77					21000000	2000000		
7	2007-02-13	2007	2	13	El Trasvase	18.3	7.1		221	226	101	2.051	2.009	10.15					23000000	7500000		
7	2007-03-20	2007	3	20	El Trasvase	17.3	7.2		204	156	67	1.341	3.358	8.879					23000000	6300000		
7	2007-04-17	2007	4	17	El Trasvase	17.9	6.95		203	226	88	3.553	2.211	8.251					24000000	4100000		
7	2007-05-15	2007	5	15	El Trasvase	20.2	6.85		215	121	63	1.502	1.264	9.335					16000000	2600000		
7	2007-06-19	2007	6	19	El Trasvase	16.2	7.03		257	206	114	2.604	0.693	11.52					15000000	6300000		
7	2007-07-17	2007	7	17	El Trasvase	16.6	7.53		132	221	112	0.93	0.204	5.921					11000000	1100000		

ANEXO 5 BASE DE DATOS PROCESADA

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	CF	CT
1	2002-03-19	El Sena	15.5	2.2	389	611	270							
1	2002-04-16	El Sena	19.2	1.5	457	409	131							
1	2002-05-21	El Sena	15.7	0.025	313	258	143	1.95	0.296	1.77	1.5	53		
1	2002-06-18	El Sena	15.4	4	354	324	189	5.54	0.248	23	1.2	49		
1	2002-07-16	El Sena	18.1	1.8	353	481	176	2.51	0.114	24.6	0.025	40		
1	2002-08-20	El Sena	16.7	3.1	348	345	194	3.38	0.305	21.7	0.6	24		
1	2002-09-17	El Sena	15.6	0.9	342	240	131	2.88	0.056	25.25	1.9	8		
1	2002-10-15	El Sena	16.7	1.7	358	406	197	2.6	0.098	25.75	2.5	7	1.40E+05	2.90E+07
1	2002-11-19	El Sena	16.8	1.2	324	266	145	0.91	0.186	23	1.8	13	1.30E+07	2.30E+09
1	2002-12-17	El Sena	15.8	2.5	293	287	157	1.32	0.029	19.7	1.2	4	2.90E+05	1.00E+09
1	2003-01-21	El Sena	16.7	1.7	321	260	127	0.79	0.145	27	2.7	19	2.30E+05	1.70E+07
1	2003-02-18	El Sena	16.8	3.3	237	181	68	0.25	0.203	18.4	2.1	7	2.80E+08	6.40E+09
1	2003-03-18	El Sena	15.1	1.9	319	209	105	2.73	0.08	20.5	2.5	6	8.90E+06	5.50E+09
1	2003-04-22	El Sena	15.8	3.6	243	213	95	0.62	0.016	13.65	1.6	4	1.50E+08	
1	2003-05-20	El Sena	16.1	2.2	257	241	125	0.84	0.181	21.5	6.8	1	2.90E+06	9.50E+08
1	2003-06-17	El Sena	14.3	2.2	212	331	162	0.07	0.006	11.9	0.9	10	1.80E+06	2.80E+07
1	2003-07-22	El Sena	17.6	1.1	283	245	170	3.88	0.196	29.5	2.3	16	2.80E+08	1.40E+09
1	2003-08-19	El Sena	17.3	1.2	307	347	173		0.134	28.5	2.4	0.005	8.40E+05	2.10E+07
1	2003-09-16	El Sena	15.2	0.5	371	218	135	5.63	0.084	28.5	2.4	12	1.40E+06	2.90E+07
1	2003-10-21	El Sena	13.1	1.5	117	913	108	1.55	0.006	5.25	0.025	3	8.00E+03	1.30E+05
1	2003-11-18	El Sena	18.7	1.2	354	378	187	3.88	0.191	19.5	3.3	0.005	1.10E+04	3.00E+05
1	2003-12-16	El Sena	15.8	2.7	323	310	115	2.88	0.104	27.5	0.1	2	2.70E+07	2.10E+09
1	2004-01-20	El Sena	16.5	1.5	361	379	175	5.05	0.101	25.75	0.8	8	1.60E+04	1.10E+05
1	2004-02-17	El Sena	19.9	1.5	383	406	209	1.98	0.076	29.75	0.5	5	5.00E+04	6.20E+05
1	2004-03-23	El Sena	16.4	0.7	304	204	119	1.94	0.128	28.25	0.9	1	3.50E+06	1.70E+07
1	2004-04-20	El Sena	16.6	2.3	257	273	105	1.9	0.089	21.75	0.9	5	1.70E+07	2.30E+09
1	2004-05-18	El Sena	16.3	3.6	203	308	154	3.6	0.087	17.75	0.7	0.005	1.40E+05	2.40E+07
1	2004-06-22	El Sena	18.7	2	318	311	55	1.65	0.055	20.75	0.9	5	3.00E+07	2.60E+09
1	2004-07-20	El Sena	15.2	1.3	361	484	114	3.6	0.115	22.5	0.8	1	1.70E+05	1.80E+05
1	2004-08-17	El Sena	17.4	3.1	360	311	93	1.82	0.163	25.75	1	50		6.40E+04
1	2004-09-21	El Sena	17.7	4.7	393	165	87	2.02	0.063	14.25	1.4	3	2.10E+04	1.30E+05
1	2004-10-19	El Sena	16.4	3	286	285	81	1.52	0.097	18.25	0.7	0.005	9.00E+04	4.70E+05
1	2004-11-23	El Sena	16.4	4.2	350	265	26	2	0.144	21.75	0.9	5	1.30E+05	5.50E+05
1	2004-12-21	El Sena	15.9	2.1	194	237	123	2.51	0.243	23	1	0.005	2.10E+05	2.00E+06
1	2005-01-18	El Sena	15.5	1.4	384	480	140	1.72	0.242	23	0.1	17	1.24E+05	2.36E+05
1	2005-02-22	El Sena	17.1	2.7	331	341	121	1.94	0.294	21.25	1.5	3	9.00E+04	2.40E+05
1	2005-03-22	El Sena	15.7	3.7	297	235	109	2.22	0.196	20.25	1.2	8	1.20E+05	2.40E+05
1	2005-04-19	El Sena	17	2.5	293	239	92	1.9	0.324	16	2.6	2	4.00E+04	1.40E+05
1	2005-05-17	El Sena	17.6	2.9	326	296	116	2.68	0.105	21.25	0.4	3	1.20E+05	2.20E+05
1	2005-06-21	El Sena	18.4	1.7	325	317	159	2.53	0.33	21.5	2	20	4.00E+04	1.00E+05
1	2005-07-19	El Sena	15.7	1.6	363	344	114	2.95	0.021	24.5	2.3	20	1.00E+05	3.20E+05
1	2005-08-23	El Sena	15.7	1.1	341	302	143	1.37	0.161	23	0.9	13	1.20E+05	2.60E+06
1	2005-09-20	El Sena	17.6	1.1	319	908	172	1.5	0.054	28	1.6	13	1.20E+05	5.10E+06
1	2005-10-18	El Sena	17	0.025	491	471	140	1.84	0.25	21.75	1.9	4	1.60E+05	3.10E+06
1	2005-11-22	El Sena	17.1	0.025	372	290	171	2.34	0.103	25.25	1.2	6	1.10E+05	8.00E+06
1	2005-12-27	El Sena	11.9	2.9	324	295	106	1.43	0.35	8.75	1.1		6.40E+04	3.40E+05
1	2006-01-17	El Sena	15.2	1.1	32	436	130	2.66	0.096	24.25	0.025	11	1.10E+05	4.40E+06
1	2006-05-16	El Sena	18.9		305	292	136	1.711	4.239	19.323		13.677	1.02E+07	3.50E+07
1	2006-06-20	El Sena	17.1		311	349	190	2.019	5.53	18.211			9.76E+06	2.60E+07
1	2006-07-18	El Sena	14.6		334	395	176	2.922	3.835	22.887			2.14E+07	4.60E+07
1	2006-08-15	El Sena	16		327	341	223	3.01	4.071	22.774			1.08E+07	2.90E+07
1	2006-09-19	El Sena	15.7		318	681	298	4.361	4.767	20.111			8.69E+06	1.90E+07
1	2006-10-17	El Sena	14		332	307	149	5.827	5.06	25.512			1.67E+07	4.60E+07
1	2006-11-28	El Sena	19.5		317	379	200	4.916	4.724	17.296			1.31E+07	4.40E+07
1	2007-01-16	El Sena	17.5		327	424	142	4.479	3.456	19.456			1.31E+07	3.40E+07
1	2007-02-12	El Sena	18.8		305	469	230	4.668	4.22	23.961			2.02E+07	4.40E+07
1	2007-03-19	El Sena	16.4		238	345	132	0.922	4.365	13.966			1.55E+07	4.70E+07
1	2007-04-16	El Sena	16.9		296	360	113	1.854	4.636	16.326			1.90E+07	4.30E+07
1	2007-05-14	El Sena	18.4		304	302	133	3.718	4.096				1.43E+07	4.30E+07
1	2007-06-18	El Sena	16.5		329	319	157	3.56	4.155	25.75			2.38E+07	4.60E+07
1	2007-07-16	El Sena	17.4		327	358	127	4.772	4.032	21.498			1.79E+07	5.90E+07

- Outlier eliminado
- Posible Outlier identificado en el diagrama de cajas
- Outlier con aplicación de corrección de error de digitación
- Dato Censurado con sustitución de DL/2
- Posible Outlier descartado con la uniformización de variables
- Dato Uniformizado

Unidades de medición: T(°C); CT (NMP/100mL); CF (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	CF	CT
2	2002-03-19	El Trébol	16	3	385	438	290							
2	2002-04-16	El Trébol	18	1.4	554	359	157							
2	2002-05-21	El Trébol	16.2	3.4	304	207	115	1.98	0.301	1.81	1.3	87		
2	2002-06-18	El Trébol	16.5	5.2	280	237	164	5.22	0.295	23	1.3	25		
2	2002-07-16	El Trébol	18.4	2.3	364	187	141	2.12	0.109	23.7	1.5	37		
2	2002-08-20	El Trébol	17.7	2.3	328	322	162	2.87	0.245	20.2	1			
2	2002-09-17	El Trébol	15.7	2	355	278	139	2.96	0.076	26.75	1.1	8		
2	2002-10-15	El Trébol	23.2	1.6	384	395	144	2.05	0.093	25.6	2.3	5	2.50E+05	2.40E+07
2	2002-11-19	El Trébol	18.1	2.4	291	195	116	1.5	0.111	18.3	2.5	12	2.60E+07	1.90E+09
2	2002-12-17	El Trébol	14.5	1.2	254	185	55	1.11	0.052	18	1.9	9	1.10E+05	1.80E+07
2	2003-01-21	El Trébol	16	0.9	159	104	55	0.33	0.216	28	2.7	24	2.10E+05	1.30E+09
2	2003-02-18	El Trébol	16.6	2.8	261	198	80	0.28	0.142	18.5	2.4	8	1.00E+08	1.40E+09
2	2003-03-18	El Trébol	15.2	1	291	174	73	1.83	0.054	22.4	2.9	0.005	1.40E+07	1.20E+09
2	2003-04-22	El Trébol	14.8	3.7	201	259	90	0.79	0.032	11.75	1.6	10	3.20E+06	2.40E+07
2	2003-05-20	El Trébol	17.7	1.6	331	225	159	0.62	0.171	23.6	8.1	2	2.40E+06	3.60E+09
2	2003-06-17	El Trébol	14.8	2.3	182	282	156	0.07	0.113	15.1	1.8	8	1.60E+07	2.40E+08
2	2003-07-22	El Trébol	16.1	1.7	321	331	177	5.13	0.185	28	2	5	8.00E+07	1.70E+09
2	2003-08-19	El Trébol	15.6	1.1	284	187	129	4.3	0.04	24.5	2.2	37	1.10E+04	3.00E+06
2	2003-09-16	El Trébol	17.3	1	323	340	108	3.38	0.085	24.5	2.3	24	3.60E+06	2.50E+07
2	2003-10-21	El Trébol	15.7	3.3	105	894	124	1.63	0.019	6.5	1.6	2	1.60E+04	1.10E+07
2	2003-11-18	El Trébol	19.2	1.9	272	287	143	3.55	0.206	16.75	2.3	1	2.70E+07	1.10E+09
2	2003-12-16	El Trébol	18.5	2.4	263	236	119	3.38	0.105	29.25	0.6	2	1.20E+06	2.40E+07
2	2004-01-20	El Trébol	17.7	2.4	286	325	134	4.3	0.093	27.5	0.7	13	8.80E+04	1.90E+05
2	2004-02-17	El Trébol	22	1.5	272	344	169	1.58	0.105	24.75	0.9	7	2.50E+05	1.80E+07
2	2004-03-23	El Trébol	16.7	0.6	373	170	122	1.98	0.147	26.75	1	2	2.20E+07	1.30E+09
2	2004-04-20	El Trébol	14.8	0.025	349	256	95	2.17	0.086	20	0.9	4	2.10E+07	5.60E+08
2	2004-05-18	El Trébol	15.5	3.8	234	394	142	1.3	0.089	14.5	0.7	1	1.20E+05	1.70E+07
2	2004-06-22	El Trébol	15.5	0.8	365	329	95	2.85	0.091	23	0.1	0.005	1.90E+09	2.10E+09
2	2004-07-20	El Trébol	16	2.1	445	402	75	1.95	0.161	24.75	1	4	2.70E+05	1.90E+07
2	2004-08-17	El Trébol	16.3	3.2	519	284	96	1.93	0.126	29.75	1	37	1.40E+04	1.20E+05
2	2004-09-21	El Trébol	17.3	3.5	292	180	99	2.34	0.098	21.5	1.1	1	1.00E+05	9.60E+06
2	2004-10-19	El Trébol	15.5	3.4	252	234	73	2.22	0.123	27	0.8	7	5.10E+04	2.20E+05
2	2004-11-23	El Trébol	16.1	3.7	276	278	46	2.56	0.162	28.25	0.9	4	1.70E+05	1.66E+06
2	2004-12-21	El Trébol	18.4	1.5	266	280	100	1.8	0.154	22.25	0.8	0.005	3.40E+05	2.10E+06
2	2005-01-18	El Trébol	17.4	2.9	293	212	89	1.11	0.235	22.25	1.2	5	9.40E+04	1.48E+05
2	2005-02-22	El Trébol	20.4	2.8	257	289	101	2.19	0.29	22	1.7	7	9.00E+04	1.50E+05
2	2005-03-22	El Trébol	17.9	4.2	249	254	111	2.37	0.222	18.75	1.1	7	4.00E+05	8.50E+05
2	2005-04-19	El Trébol	18.7	2.1	312	270	67	0.8	0.338	19.5	1.6	0.005	6.00E+04	1.20E+05
2	2005-05-17	El Trébol	15.7	3.1	256	236	118	2.04	0.126	20	0.8	3	8.00E+04	1.80E+05
2	2005-06-21	El Trébol	17.5	1.7	370	322	80	3.22	0.074	24.5	1.8	22	4.00E+04	1.00E+05
2	2005-07-19	El Trébol	17.9	1.5	290	330	96	3.03	0.164	25	1.7	17	8.00E+04	3.00E+05
2	2005-08-23	El Trébol	17.1	2	61	469	198	0.009	0.069	21	0.9	12	3.60E+06	3.10E+07
2	2005-09-20	El Trébol	19.8	2.8	325	369	108	0.009	0.027	26.5	1.6	8	2.70E+05	9.30E+06
2	2005-10-18	El Trébol	19.1	0.1	414	522	208	2.64	0.113	31.75	1	7	2.20E+05	7.40E+06
2	2005-11-22	El Trébol	16.6	0.6	287	306	163	2.62	0.143	24.5	1.2	11	1.20E+05	3.00E+06
2	2005-12-27	El Trébol	13.5	3.4		237	108	1.25	0.344	6	2.1	5	5.60E+04	3.00E+05
2	2006-01-17	El Trébol	16.1	1	297	410	161	2.34	0.169	22.25	0.1	5	6.00E+04	3.10E+05
2	2006-05-16	El Trébol	15.6		326	274	159	1.682	3.636	20.161		12.026	1.43E+07	3.00E+07
2	2006-06-20	El Trébol	16		295	245	128	2.246	3.748	20.34		15.484	6.67E+06	1.70E+07
2	2006-07-18	El Trébol	19.5		321	394	159	2.67	2.954	22.621			2.14E+07	6.10E+07
2	2006-08-15	El Trébol	15.6		318	408	195	2.717	3.229	23.161			1.43E+07	3.40E+07
2	2006-09-19	El Trébol	21		318	418	194	4.306	4.47	20.767			1.31E+07	2.20E+07
2	2006-10-17	El Trébol	14.6		334	258	158	4.735	4.965	25.324			1.05E+07	2.40E+07
2	2006-11-28	El Trébol	16.4		322	447	244	2.905	3.183	19.427			2.02E+07	6.50E+07
2	2007-01-16	El Trébol	20.2		279	441	189	4.155	4.138	17.103			1.43E+07	5.50E+07
2	2007-02-12	El Trébol	16.4		333	554	229	4.631	4.454	23.929			1.14E+07	3.30E+07
2	2007-03-19	El Trébol	16.1		228	326	135	1.312	3.946	12.626			1.79E+07	3.60E+07
2	2007-04-16	El Trébol	17.1		289	328	136	2.299	5.189	18.119			1.02E+07	3.90E+07
2	2007-05-14	El Trébol	21.7		298	360	169	3.986	4.746				1.31E+07	3.30E+07
2	2007-06-18	El Trébol	18.5		321	272	148	3.39	3.625	22.88			1.31E+07	5.00E+07
2	2007-07-16	El Trébol	17.6		327	386	170	5.159	3.792	24.84			1.55E+07	4.60E+07

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CF	CT
3	2002-03-19	Las Orquídeas	17	2.5	362	433	270							
3	2002-04-16	Las Orquídeas	19	1.2	134	313	194							
3	2002-05-21	Las Orquídeas	16.3	0.025	271	181	84	1.49	0.32	1.58	2	53		
3	2002-06-18	Las Orquídeas	15.8	1.6	385	504	173	6.19	0.111	23.3	1.4	18		
3	2002-07-16	Las Orquídeas	19.2	1.6	367	292	160	2.09	0.38	22.4	0.6	53		
3	2002-08-20	Las Orquídeas	17.5	3.2	331	302	110	2.59	0.066	20.1	0.3	9		
3	2002-09-17	Las Orquídeas	16.2	1.7	343	166	96	2.27	0.067	17.25	1	5		
3	2002-10-15	Las Orquídeas	17.2	1.2	344	266	120	1.61	0.036	24.7	2.3	27	2.00E+04	6.00E+04
3	2002-11-19	Las Orquídeas	17.6	2.3	285	199	104	0.88	0.136	19.8	2.3	9	1.40E+09	3.40E+09
3	2002-12-17	Las Orquídeas	16.8	2.5	264	296	97	1.06	0.039	16.5	1.4	3	1.40E+05	1.60E+09
3	2003-01-21	Las Orquídeas	16.5	2.6	312	209	101	0.84	0.143	27.5	2.2	11	2.30E+05	1.40E+09
3	2003-02-18	Las Orquídeas	16.6	3.4	204	194	58	0.25	0.161	16.1	2.3	5	1.80E+08	4.20E+08
3	2003-03-18	Las Orquídeas	15.8	2	318	260	93	1.8	0.051	18.5	1.6	10	1.50E+06	2.00E+07
3	2003-04-22	Las Orquídeas	16.5	2.8	215	188	78	0.66	0.099	13.3	2	5	1.20E+07	6.20E+09
3	2003-05-20	Las Orquídeas	17	2.3	248	149	90	0.38	0.26	18.5	6.8	0.005	4.50E+06	2.00E+07
3	2003-06-17	Las Orquídeas	14	3.4	191	379	145	0.06	0.031	12.9	1.6	1	2.50E+05	1.90E+07
3	2003-07-22	Las Orquídeas	18.3	0.9	301	426	157	4.47	0.206	28.5	1.1	7	4.00E+05	1.20E+07
3	2003-08-19	Las Orquídeas	17.2	2.4	304	320	115	5.3	0.119	24	2.4	0.005	3.00E+05	4.50E+06
3	2003-09-16	Las Orquídeas	16.9	0.9	374	121	67	5.3	0.088	24.5	2.1	8	2.00E+04	6.50E+05
3	2003-10-21	Las Orquídeas	13.6	2.8	119	732	104	2.55	0.007	5.5	0.025	5	5.60E+04	1.30E+07
3	2003-11-18	Las Orquídeas	19.9	1.8	352	221	136	2.8	0.259	21	1.6	0.005	1.70E+04	2.50E+05
3	2003-12-16	Las Orquídeas	15.5	2	377	272	119	3.8	0.122	25	0.025	2	2.10E+07	1.10E+09
3	2004-01-20	Las Orquídeas	17.6	2.2	360	338	124	2.55	0.131	24.75	0.8	8	2.70E+04	4.80E+06
3	2004-02-17	Las Orquídeas	20.8	2.4	362	314	148	1.66	0.093	23.75	0.8	5	1.20E+04	2.10E+05
3	2004-03-23	Las Orquídeas	17.4	1.9	288	94	89	1.76	0.126	24.75	0.9	2	8.00E+03	4.80E+05
3	2004-04-20	Las Orquídeas	17.3	2.4	258	261	64	1.8	0.11	20.75	0.8	5	1.70E+08	2.00E+09
3	2004-05-18	Las Orquídeas	15.8	3.3	179			1	0.082	12	0.9	0.005	1.50E+05	1.60E+07
3	2004-06-22	Las Orquídeas	17.8	0.8	331	315	56	2.56	0.144	9.25	0.3	49	1.80E+07	2.40E+07
3	2004-07-20	Las Orquídeas	17	2.3	225	266	36	1.92	0.21	23.75	0.6	5	2.50E+05	2.90E+05
3	2004-08-17	Las Orquídeas	19.1	3.9	340	271	83	3.55	0.12	28.75	1.1	19	9.00E+03	5.20E+04
3	2004-09-21	Las Orquídeas	17.2	3.5	421	180	93	2.22	0.079	20.25	1	2	6.20E+04	1.20E+07
3	2004-10-19	Las Orquídeas	16.5	3.4	272	153	50	1.62	0.14	19.5	0.9	3	1.30E+04	5.20E+04
3	2004-11-23	Las Orquídeas	19.7	4.2	230	250	47	2.41	0.142	22.5	0.7	2	8.00E+04	7.00E+05
3	2004-12-21	Las Orquídeas	15.6	1.7	308	224	66	2.24	0.294	20.25	0.5	0.005	2.50E+05	1.90E+06
3	2005-01-18	Las Orquídeas	16.4	3.4	295	203	65	1.43	0.32	15	1.8	0.005	5.60E+04	1.36E+05
3	2005-02-22	Las Orquídeas	17.6	2.4	325	261	72	1.85	0.254	16.25	1.6	14	1.20E+05	3.00E+05
3	2005-03-22	Las Orquídeas	17.1	3.4	240	192	85	1.67	0.163	16	0.8	4	1.40E+05	2.60E+05
3	2005-04-19	Las Orquídeas	17.2	1.7	300	227	62	4.37	0.36	19.25	1.5	0.005	1.20E+05	2.80E+05
3	2005-05-17	Las Orquídeas	18.3	3.6	291	196	54	1.8	0.063	21.25	0.7	4	1.20E+05	2.20E+05
3	2005-06-21	Las Orquídeas	18.7	1.6	331	311	160	2.44	0.15	25.5	1.9	29	4.50E+04	1.00E+05
3	2005-07-19	Las Orquídeas	17.6	1.7	365	321	63	2.36	0.103	21.5	1.9	33	1.20E+05	2.80E+05
3	2005-08-23	Las Orquídeas	16.3	2.7	305	243	95	0.49	0.084	23.25	0.9	18	2.10E+05	2.40E+06
3	2005-09-20	Las Orquídeas	18.6	1.9	323	952	183	0.65	0.038	25.75	1.2	21	1.40E+05	6.70E+06
3	2005-10-18	Las Orquídeas	17.1	0.6	586	370	149	3.16	0.406	27.25	1.1	5	1.70E+05	5.50E+06
3	2005-11-22	Las Orquídeas	17.2	0.5	358	246	125	2.32	0.12		1.6	5	1.50E+05	3.10E+06
3	2005-12-27	Las Orquídeas	12.5	4.4	236	206	75	0.78	0.37	6.5	1.7		1.00E+05	2.80E+06
3	2006-01-17	Las Orquídeas	15.4	1.2	369	350	160	2.02	0.33	22.5	0.025	5	7.20E+04	1.70E+06
3	2006-05-16	Las Orquídeas	19.3		305	244	186	1.634	3.142	19.623		10.174	7.50E+06	2.70E+07
3	2006-06-20	Las Orquídeas	17.3		322	282	155	1.682	4.27	17.579			1.31E+07	3.40E+07
3	2006-07-18	Las Orquídeas	16		318	261	147	2.21	2.542	22.763			9.88E+06	3.40E+07
3	2006-08-15	Las Orquídeas	17		322	382	193	2.529	3.202	21.305			8.93E+06	2.80E+07
3	2006-09-19	Las Orquídeas	16.6		322	365	162	4.067	3.198	18.012			1.11E+07	2.10E+07
3	2006-10-17	Las Orquídeas	16		329	344	160	4.861	5.246	25.685			1.02E+07	3.40E+07
3	2006-11-28	Las Orquídeas	19.5		298	375	198	3.436	4.196	19.014			1.31E+07	2.90E+07
3	2007-01-16	Las Orquídeas	20.6		309	281	137	4.115	3.453	17.352			8.93E+06	2.60E+07
3	2007-02-12	Las Orquídeas	19.6		307	491	196	3.991	3.72	23.314			1.43E+07	3.50E+07
3	2007-03-19	Las Orquídeas	17.9		235	294	119	1.053	4.674	12.886			1.02E+07	2.60E+07
3	2007-04-16	Las Orquídeas	19.3		298	307	135	3.03	3.721	18.532			1.31E+07	3.40E+07
3	2007-05-14	Las Orquídeas	20.2		318	286	139	4.15	2.873				7.50E+06	2.50E+07
3	2007-06-18	Las Orquídeas	18.4		321	280	141	3.52	3.994	23.57			2.86E+07	4.60E+07
3	2007-07-16	Las Orquídeas	18.3		323	366	188	4.795	4.008	23.201			2.14E+07	5.00E+07



No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	CF	CT
4	2002-03-21	AJ. QBatán	16	2.8	254	413	168							
4	2002-04-16	AJ. QBatán	16.2	2.2	363	197	122							
4	2002-05-21	AJ. QBatán	16.4	0.025	272	164	62	2.32	0.48	1.46	1.3	39		
4	2002-06-18	AJ. QBatán	17.5	6.8	312	183	116	3.59	0.138	18.9	1	27		
4	2002-07-16	AJ. QBatán	22.5	4.5	304	146	96	2.61	0.207	17.6	3.1	15		
4	2002-08-20	AJ. QBatán	20.4	6	321	429	153	2.34	0.25	18.5	0.3	12		
4	2002-09-17	AJ. QBatán	16.9	4.1	300	113	91	1.65	0.073	16.75	1	17		
4	2002-10-15	AJ. QBatán	18	4.2	340	214	107	2.08	0.025	16.9	2	20	4.10E+04	2.60E+05
4	2002-11-19	AJ. QBatán	19.7	2.3	285	221	117	1.14	0.146	18.1	2.1	17	1.70E+07	2.60E+09
4	2002-12-17	AJ. QBatán	17.6	3.8	261	246	94	1.11	0.035	14.8	2.4	20	1.50E+05	1.60E+07
4	2003-01-21	AJ. QBatán	17.9	2.8	292	187	81	0.7	0.188	19.75	2.1	15	2.30E+05	1.80E+09
4	2003-02-18	AJ. QBatán	19	3.5	228	244	70	0.28	0.166	16.2	2.3	1	6.00E+07	7.00E+08
4	2003-03-18	AJ. QBatán	21.5	1.7	318	218	90	2.91	0.039	20.1	3.1	6	2.40E+05	1.20E+07
4	2003-04-22	AJ. QBatán	16.7	3.6	225	148	66	0.73	0.065	12.65	1.9	2	1.20E+06	5.40E+08
4	2003-05-20	AJ. QBatán	18.2	3.2	232	93	71	0.24	0.249	17	8.6	0.005	1.40E+05	2.20E+07
4	2003-06-17	AJ. QBatán	15.2	4.2	203	294	149	0.12	0.083	12.2	1.5	4	3.40E+05	2.90E+07
4	2003-07-22	AJ. QBatán	18.7	1.2	326	416	149	5.3	0.112	27	2.5	10	4.00E+04	7.00E+05
4	2003-08-19	AJ. QBatán	18	3.2	287	560	95	5.2	0.08	22.75	2	0.005	1.00E+05	2.20E+07
4	2003-09-16	AJ. QBatán	20.2	1.8	349	202	67	8.97	0.037	22.75	2.3	40	4.10E+04	2.70E+05
4	2003-10-21	AJ. QBatán	14.3	2.5	122	1009	78	1.97	0.025	4	1	0.005	4.80E+05	1.20E+07
4	2003-11-18	AJ. QBatán	19.2	3.7	375	258	57	2.55	0.195	22	1.6	0.005	3.90E+08	4.90E+09
4	2003-12-16	AJ. QBatán	22	2.7	332	218	129	2.55	0.102	18	0.4	1	1.00E+06	1.80E+07
4	2004-01-20	AJ. QBatán	22	3.2	340	353	144	5.8	0.171	23	1	12	1.80E+04	1.90E+05
4	2004-02-17	AJ. QBatán	22.3	3	349	350	154	2.26	0.12	16.75	1.6	7	3.80E+04	2.80E+05
4	2004-03-23	AJ. QBatán	19.6	3.6	254	132	66	1.56	0.16	20.75	0.7	3	1.00E+03	7.20E+04
4	2004-04-20	AJ. QBatán	18.9	3.6	227	229	63	2.11	0.182	21	1.3	3	2.90E+07	8.80E+08
4	2004-05-18	AJ. QBatán	16.7	4.2	193	276	129	1	0.089	15.5	0.6	0.005	2.20E+05	1.20E+07
4	2004-06-22	AJ. QBatán	22	1.1	344	343	76	2.34	0.133	23.25	0.1	5	8.80E+06	2.60E+07
4	2004-07-20	AJ. QBatán	20.5	2.9	215	410	95	2.1	0.207	29.75	0.7	1	2.30E+05	2.60E+05
4	2004-08-17	AJ. QBatán	20.2	4.4	325	332	138	1.03	0.112	21.5	0.9	74		5.10E+04
4	2004-09-21	AJ. QBatán	19.9	4.1	413	170	79	1.99	0.078	20	0.7	0.005	4.40E+04	1.60E+05
4	2004-10-19	AJ. QBatán	17.1	3.5	252	152	45	1	0.128	16.5	4.1	0.005	3.90E+04	2.40E+07
4	2004-11-23	AJ. QBatán	18.4	3.9	338	242	21	2.27	0.178	20.25	1	7	7.00E+04	6.50E+05
4	2004-12-21	AJ. QBatán	16.2	3.1	363	228	88	2.24	0.26	20.75	0.8	1	1.30E+05	1.50E+06
4	2005-01-18	AJ. QBatán	16.6	4.4	287	227	63	0.009	0.484	18	1.7	12	6.40E+04	1.72E+05
4	2005-02-22	AJ. QBatán	19.9	4.1	317	309	93	1.77	0.304	17.75	1.5	5	1.08E+05	2.20E+05
4	2005-03-22	AJ. QBatán	18.6	4.2	62	264	121	1.77	0.21	15.25	1.6	10	8.00E+04	2.20E+05
4	2005-04-19	AJ. QBatán	17.6	2.2	333	330	137	2.83	0.266	19.25	1.5	1	1.00E+05	2.40E+05
4	2005-05-17	AJ. QBatán	19.4	4.6	292	230	107	1.69	0.111	20.25	0.8	4	1.00E+05	2.20E+05
4	2005-06-21	AJ. QBatán	23.1	3.2	324	326	45	2.27	0.155	22.5	1.4	9	6.00E+04	1.80E+05
4	2005-07-19	AJ. QBatán	17.7	2.6	368	370	102	2.59	0.063	21.75	1.5	21	1.20E+05	1.30E+06
4	2005-08-23	AJ. QBatán	20.4	2	281	263	155	0.49	0.233	16.25	1.9	21	1.10E+05	6.40E+06
4	2005-09-20	AJ. QBatán	19.2	2.8	303	359	150	0.46	0.038	23.5	1.4	19	1.20E+05	5.50E+06
4	2005-10-18	AJ. QBatán	22.7	1.6	495	442	176	3.11	0.194	26.25	1	4	6.40E+04	6.80E+06
4	2005-11-22	AJ. QBatán	18.2	1.5	436	306	173	2.42	0.176	23	1.9	9	1.80E+05	1.20E+06
4	2005-12-27	AJ. QBatán	13.1	2.9	230	222	74	0.82	0.352	17.25	4		3.60E+04	3.00E+05
4	2006-01-17	AJ. QBatán	14.5	2.1	30	218	96	1.48	0.145	18.5	0.5	4	6.60E+04	3.90E+05
4	2006-05-16	AJ. QBatán	20		292	279	175	1.59	3.723	18.411		10.018	6.19E+06	2.20E+07
4	2006-06-20	AJ. QBatán	22.1		310	248	128	1.677	4.152	18.751			9.52E+06	2.10E+07
4	2006-07-18	AJ. QBatán	17.8		339	477	205	2.201	2.714	22.067			1.90E+07	5.50E+07
4	2006-08-15	AJ. QBatán	17		308	258	172	2.222	3.325	20.218			8.93E+06	3.40E+07
4	2006-09-19	AJ. QBatán	16.6		318	361	153	3.81	2.798	17.091			1.18E+07	2.10E+07
4	2006-10-17	AJ. QBatán	17		325	266	118	4.479	3.661	22.396			8.93E+06	2.10E+07
4	2006-11-28	AJ. QBatán	20.3		261	315	203	2.667	3.297	19.135			1.79E+07	3.40E+07
4	2007-01-16	AJ. QBatán	19.4		310	294	138	4.054	2.796	16.75			1.00E+07	5.50E+07
4	2007-02-12	AJ. QBatán	19.6		260	334	144	4.046	3.202	19.777			1.02E+07	1.90E+07
4	2007-03-19	AJ. QBatán	17		213	244	108	0.911	3.759	12.317			1.31E+07	3.00E+07
4	2007-04-16	AJ. QBatán	18.6		301	298	128	3.297	4.273	17.836			1.43E+07	1.60E+07
4	2007-05-14	AJ. QBatán	22.2		297	234	98	3.619	3.506				1.43E+07	3.60E+07
4	2007-06-18	AJ. QBatán	19.9		297	202	112	3.4	2.708	21.52			1.00E+07	3.70E+07
4	2007-07-16	AJ. QBatán	17.9		309	355	141	4.795	3.372	22.977			1.79E+07	5.00E+07



No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	CF	CT
6	2002-03-21	DJ. Q Batán	16	2.8	267	459	158							
6	2002-04-16	DJ. Q Batán	17.1	3.1	373	219	130							
6	2002-05-21	DJ. Q Batán	16.7	0.025	279	190	47	2.07	0.505	1.46	1.2	38		
6	2002-06-18	DJ. Q Batán	17.9	6.4	308	265	127	4.24	0.263	18.4	0.7	2		
6	2002-07-16	DJ. Q Batán	20	5.1	307	170	106	1.83	0.388	17.3	1.9	37		
6	2002-08-20	DJ. Q Batán	18.8	6.2	323	315	143	2.33	0.078	19.4	1.7	16		
6	2002-09-17	DJ. Q Batán	16.9	2.8	299	240	110	1.69	0.066	19.75	1.1	101		
6	2002-10-15	DJ. Q Batán	17.2	1.4	338	287	138	0.48	0.062	20.9	2	7	1.90E+05	2.70E+07
6	2002-11-19	DJ. Q Batán	19.6	2.1	285	211	104	0.85	0.149	18	2.4	3	1.80E+07	2.30E+09
6	2002-12-17	DJ. Q Batán	17.1	4	262	226	38	1.13	0.034	16.1	2.6	2	2.00E+05	2.20E+07
6	2003-01-21	DJ. Q Batán	18.2	3.6	289	212	78	1.4	0.134	23.25	1.8	7	9.60E+04	2.30E+07
6	2003-02-18	DJ. Q Batán	18.9	2.8	240	197	92	0.1	0.088	19.2	3.4	2	1.00E+07	1.80E+08
6	2003-03-18	DJ. Q Batán	21.5	1.8	316	342	119	2.7	0.077	18	2.6	5	1.10E+06	2.30E+07
6	2003-04-22	DJ. Q Batán	17.2	4.5	233	222	86	0.71	0.221	13.1	2.3	4	3.00E+06	4.50E+07
6	2003-05-20	DJ. Q Batán	17.9	3.7	238	186	116	0.71	0.181	19.2	7.8	4	1.70E+06	3.20E+07
6	2003-06-17	DJ. Q Batán	15.3	3.6	184	164	125	0.12	0.009	14.8	1.1	14	8.00E+06	1.20E+08
6	2003-07-22	DJ. Q Batán	20.7	0.7	335	160	110	5.97	0.283	31.25	2.6	1	1.00E+07	1.40E+08
6	2003-08-19	DJ. Q Batán	18	3.3	291	347	39	5.4	0.09	22.5	1.4	0.005	4.40E+04	8.10E+06
6	2003-09-16	DJ. Q Batán	19.4	3	345	105	50	5.22	0.085	22.5	2.4	25	2.00E+05	5.60E+07
6	2003-10-21	DJ. Q Batán	14.6	2.3	120	660	71	0.14	0.011	5.25	0.025	0.005	1.30E+05	2.00E+07
6	2003-11-18	DJ. Q Batán	19.2	2.4	346	271	133	2.39	0.176	19.5	0.3	0.005	1.90E+04	2.70E+05
6	2003-12-16	DJ. Q Batán	17.8	2.2	345	308	139	2.8	0.062	16.75	0.7	1	1.60E+06	2.80E+07
6	2004-01-20	DJ. Q Batán	19.8	3.2	348	387	136	6.88	0.092	24.25	1	7	1.80E+04	3.20E+05
6	2004-02-17	DJ. Q Batán	23	2.9	355	331	170	1.88	0.123	17.75	0.8	2	5.40E+04	3.00E+05
6	2004-03-23	DJ. Q Batán	18.8	2.3	262	171	96	2.32	0.198	17.5	1.2	1	6.00E+03	2.60E+04
6	2004-04-20	DJ. Q Batán	19.6	3.1	254	278	79	2.32	0.173	23.25	0.7	5	2.60E+07	1.50E+09
6	2004-05-18	DJ. Q Batán	17.3	4.5	196	368	118	1.03	0.106	16.25	0.7	7	1.20E+05	1.70E+07
6	2004-06-22	DJ. Q Batán	23.5	2.3	334	418	56	2.44	0.122	20.5	4.8	9	2.70E+09	3.20E+09
6	2004-07-20	DJ. Q Batán	17.9	3.4	224	408	89	2.5	0.237	21	0.9	0.005	2.80E+05	1.40E+07
6	2004-08-17	DJ. Q Batán	21.1	3.7	342	377	93	2.61	0.224	21	1.1	6	6.00E+03	1.20E+05
6	2004-09-21	DJ. Q Batán	19.9	4.1	440	270	103	2.12	0.096	21.25	1.5	2	6.20E+04	5.80E+06
6	2004-10-19	DJ. Q Batán	16.9	4	267	374	67	2.19	0.14	18.75	0.9	0.005	1.30E+04	2.10E+07
6	2004-11-23	DJ. Q Batán	19.4	3.4	360	309	34	2.98	0.152	26.25	1	13	9.00E+04	5.50E+05
6	2004-12-21	DJ. Q Batán	15.9	3	355	272	83	2.44	0.282	18.5	0.7	1	2.20E+05	1.20E+06
6	2005-01-18	DJ. Q Batán	17.3	4.2	269	264	69	1	0.234	16.25	2	2	8.00E+04	1.60E+05
6	2005-02-22	DJ. Q Batán	20.5	3.2	317	336	100	2.18	0.248	19.5	1.5	8	1.00E+05	2.40E+05
6	2005-03-22	DJ. Q Batán	18.2	4.4	287	233	128	2.41	0.446	16.5	1	2	1.00E+05	2.40E+05
6	2005-04-19	DJ. Q Batán	18.5	2.2	318	344	100	3.65	0.376	18	1.8	6	8.00E+04	1.80E+05
6	2005-05-17	DJ. Q Batán	18.5	3.8	287	351	110	1.79	0.03	17.75	0.9	4	8.00E+04	2.40E+05
6	2005-06-21	DJ. Q Batán	19.5	3.1	304	363	201	1.1	0.38	18.75	1.8	9	2.00E+04	6.50E+04
6	2005-07-19	DJ. Q Batán	18.1	2.5	358	404	105	3.43	0.183	19.75	1.5	42	1.00E+05	3.40E+05
6	2005-08-23	DJ. Q Batán	19.4	3	287	302	131	0.86	0.384	17	0.9	11	1.30E+05	4.40E+06
6	2005-09-20	DJ. Q Batán	20.9	2.1	299	416	122	0.65	0.159	23.25	1.9	10	1.70E+05	1.70E+07
6	2005-10-18	DJ. Q Batán	19.3	1.3	469	432	164	3.64	0.186	23.25	1.7	19	1.20E+05	1.10E+07
6	2005-11-22	DJ. Q Batán	18.5	1.8	216	374	177	3.15	0.119	21	1.7	9	8.40E+04	2.20E+05
6	2005-12-27	DJ. Q Batán	13.2	3.3	215	196	58	1.03	0.298	4.5	1.2	8	8.40E+04	2.50E+06
6	2006-01-17	DJ. Q Batán	15	3.3	31	292	117	2.02	0.203	17.25	0.9	17	9.20E+04	3.00E+06
6	2006-05-16	DJ. Q Batán	19.3		287	284	160	1.643	4.889	17.024		9.658	3.69E+06	3.80E+07
6	2006-06-20	DJ. Q Batán	17.5		306	277	121	1.933	4.41	18.474			1.11E+07	2.10E+07
6	2006-07-18	DJ. Q Batán	20.4		324	453	215	2.83	3.917	21.039	1.767		1.18E+07	5.60E+07
6	2006-08-15	DJ. Q Batán	17		307	274	176	2.574	4.703	19.949			1.08E+07	4.40E+07
6	2006-09-19	DJ. Q Batán	16.5		307	365	151	4.246	5.01	19.361			1.18E+07	2.10E+07
6	2006-10-17	DJ. Q Batán	16		313	373	243	4.861	3.661	23.182	3.251		9.29E+06	2.00E+07
6	2006-11-28	DJ. Q Batán	19.4		258	344	193	3.076	4.051	18.968			1.79E+07	4.90E+07
6	2007-01-16	DJ. Q Batán	21		314	324	122	4.391	5.067	17.637			1.31E+07	2.70E+07
6	2007-02-13	DJ. Q Batán	19.05		259	345	144	4.0255	4.7995	18.4125			1.10E+07	3.10E+07
6	2007-03-20	DJ. Q Batán	16.95		215.5	232	95	0.7875	3.887	12.004			6.25E+06	3.25E+07
6	2007-04-17	DJ. Q Batán	17.15		272	328	115.5	3.7755	4.4805	18.015	3.601		8.57E+06	3.95E+07
6	2007-05-15	DJ. Q Batán	19.8		306.5	291	137	4.686	3.9635	23.245			9.88E+06	3.30E+07
6	2007-06-19	DJ. Q Batán	17.05		285	251	141.5	4.197	3.728	21.154			1.09E+07	4.15E+07
6	2007-07-17	DJ. Q Batán	17		256	303.5	125	3.821	3.375	17.136	1.511		1.28E+07	5.10E+07

No.	Fecha muestreo	Estación	T	OD (W)	TDS ele	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CF	CT
7	2002-03-21	El Trasvase	17	2	262	423	168							
7	2002-04-16	El Trasvase	18	2.5	387	169	86							
7	2002-05-21	El Trasvase	18.2	5.1	294	198	80	3.14	0.575	1.49	1.7	77		
7	2002-06-18	El Trasvase	16.5	8	297	216	120	3.59	0.088	17.6	0.6	65		
7	2002-07-16	El Trasvase	14.7	4.8	264	112	84	1.24	0.203	12.6	1.1	21		
7	2002-08-20	El Trasvase	19.5	7.4	290	288	115	2.17	0.15	15.1	1.5	67		
7	2002-09-17	El Trasvase	19.5	4.9	280	101	77	1.24	0.051	14.5	1	6		
7	2002-10-15	El Trasvase	19.7	3.6	346	211	78	1.66	0.057	18.1	1.9	2	1.10E+04	1.80E+04
7	2002-11-19	El Trasvase	21.6	3.4	309	194	70	1.61	0.395	16.3	2	20	1.80E+09	5.30E+09
7	2002-12-17	El Trasvase	16.3	1.6	222	190	23	0.77	0.079	11.7	2.1	14	1.50E+07	1.20E+09
7	2003-01-21	El Trasvase	18.2	1.4	159	125	25	0.85	0.189	4.75	2	14	8.60E+04	1.70E+07
7	2003-02-18	El Trasvase	20.3	3	256	170	59	0.12	0.236	17	2.8	5	1.00E+08	1.40E+08
7	2003-03-18	El Trasvase	19.1	4.1	287	182	77	2.18	0.064	18.5	2.7	0.005	1.50E+05	4.50E+08
7	2003-04-22	El Trasvase	16.9	4.3	165	144	33	0.59	0.175	10.9	1.8	9	4.00E+06	1.20E+08
7	2003-05-20	El Trasvase	19	4.6	256	325	95	0.51	0.098	17.4	10.2	8	1.90E+05	2.50E+07
7	2003-06-17	El Trasvase	17.3	3.1	159	225	104	0.09	0.066	11.3	1.8	13	1.10E+05	2.90E+07
7	2003-07-22	El Trasvase	18	1.7	271	666	83	3.22	0.084	24.5	1.5	0.005	4.00E+05	2.00E+07
7	2003-08-19	El Trasvase	18.3	5	209	213	60	4.6	0.059	17	2.6	1	5.20E+05	1.30E+07
7	2003-09-16	El Trasvase	27.2	3.7	251	153	125	0.3	0.065	17	1.6	5	3.10E+04	2.30E+08
7	2003-10-21	El Trasvase	18	2.8	103	949	125	2.88	0.017	6	1.1	4	2.10E+06	4.50E+07
7	2003-11-18	El Trasvase	20.6	4	233	254	98	3.3	0.235	12.75	2.5	0.005	2.00E+05	1.20E+07
7	2003-12-16	El Trasvase	21.5	4.7	259	289	136	2.39	0.006	17.5	1.3	0.005	2.90E+07	2.60E+09
7	2004-01-20	El Trasvase	19.7	5.8	231	373	92	2.8	0.191	20	0.9	9	1.50E+04	2.20E+06
7	2004-02-17	El Trasvase	22	3.4	243	214	98	1.43	0.144	15	0.9	7	1.40E+04	2.00E+05
7	2004-03-23	El Trasvase	19.7	2.4	330	145	79	1.56	0.209	20.5	1.8	0.005	2.50E+04	6.80E+05
7	2004-04-20	El Trasvase	17.1	4.4	308	152	45	1.97	0.149	16.75	0.7	4	1.70E+04	2.40E+05
7	2004-05-18	El Trasvase	17	3.8	216	560	257	1	0.1	12.75	1.9	6	1.90E+05	1.90E+07
7	2004-06-22	El Trasvase	17	4.1	260	209	60	1.6	0.078	16.25	2.5	14	2.80E+07	2.20E+09
7	2004-07-20	El Trasvase	19	2.7	415	317	66	3.28	0.191	21	0.6	37	1.50E+05	1.80E+05
7	2004-08-17	El Trasvase	18.6	4.2	403	406	137	1.55	0.164	22.25	1	5	9.00E+03	1.00E+05
7	2004-09-21	El Trasvase	19.1	4.1	267	370	88	1.23	0.193	14.75	1.3	0.005	5.00E+03	4.00E+06
7	2004-10-19	El Trasvase	22.1	4	245	208	73	1.28	0.191	14.75	0.8	4	3.30E+04	3.00E+05
7	2004-11-23	El Trasvase	20	4.3	257	223	76	1.87	0.16	17.5	0.6	2	1.10E+05	6.50E+05
7	2004-12-21	El Trasvase	17.7	3	262	255	79	2.07	0.354	18.5	0.3	0.005	1.70E+05	2.90E+07
7	2005-01-18	El Trasvase	18	4.2	215	281	66	3.07	0.472	12.35	1.5	13	5.20E+04	1.30E+05
7	2005-02-22	El Trasvase	19	3.2	226	209	76	1.33	0.34	20	1.5	5	4.80E+04	1.10E+05
7	2005-03-22	El Trasvase	20	5.5	233	174	75	1.65	0.211	14	1.2	13	6.00E+04	3.40E+05
7	2005-04-19	El Trasvase	19.8	2.1	317	250	41	2.93	0.263	16.5	0.8	0.005	8.00E+04	1.80E+05
7	2005-05-17	El Trasvase	20	4.3	366	158	63	1.2	0.142	15.75	0.8	1	6.00E+04	1.60E+05
7	2005-06-21	El Trasvase	22.4	3.4	385	199	104	1.11	0.276	15.25	0.8	10	2.70E+04	1.00E+05
7	2005-07-19	El Trasvase	19.3	2.1	258	266	63	3.15	0.031	19	5.3	12	6.00E+04	3.40E+05
7	2005-08-23	El Trasvase	19.5	3.5	251	228	151	0.51	0.122	16.25	1.9	8	9.60E+05	7.70E+06
7	2005-09-20	El Trasvase	21.1	2.8	296	287	115	0.37	0.022	21.75	0.9	40	6.40E+04	7.40E+06
7	2005-10-18	El Trasvase	20.4	3.5	282	228	93	1.13	0.156	20.25	1.4	5	5.60E+04	2.80E+06
7	2005-11-22	El Trasvase	19.7	2.8	239	183	105	1.75	0.229	13.75	1.5	4	1.10E+05	7.60E+06
7	2005-12-27	El Trasvase	16.3	0.025		146	57	0.79	0.097	14.5	2.1		8.40E+04	8.00E+06
7	2006-01-17	El Trasvase	18.1	4.6	291	143	56	1.74	0.25	15.5	0.9	6	6.40E+04	1.70E+06
7	2006-05-16	El Trasvase	18.5		283	321	184	1.574	3.015	16.461		6.648	1.02E+07	2.10E+07
7	2006-06-20	El Trasvase	18.3		261	150	69	1.797	2.572	17.108		5.567	8.33E+06	4.10E+07
7	2006-07-18	El Trasvase	21		295	374	168	1.799	2.915	17.697			8.33E+06	2.90E+07
7	2006-08-15	El Trasvase	16.4		241	87	49	0.825	2.438	12.418			4.40E+06	1.60E+07
7	2006-09-19	El Trasvase	20		287	262	115	3.422	2.598	17.784			9.88E+06	2.30E+07
7	2006-10-17	El Trasvase	15.7		253	114	66	2.203	1.971	11.783			2.38E+06	1.10E+07
7	2006-11-28	El Trasvase	18.7		246	247	131	1.111	1.388	15.225			7.86E+06	2.20E+07
7	2007-01-16	El Trasvase	19.1		242	304	119	3.588	2.321	13.768			2.38E+06	2.10E+07
7	2007-02-13	El Trasvase	18.3		221	226	101	2.051	2.009	10.146			8.93E+06	2.30E+07
7	2007-03-20	El Trasvase	17.3		204	156	67	1.341	3.358	8.879			7.50E+06	2.30E+07
7	2007-04-17	El Trasvase	17.9		203	226	88	3.553	2.211	8.251			4.88E+06	2.40E+07
7	2007-05-15	El Trasvase	20.2		215	121	63	1.502	1.264	9.335			3.10E+06	1.60E+07
7	2007-06-19	El Trasvase	16.2		257	206	114	2.604	0.693	11.517			7.50E+06	1.50E+07
7	2007-07-17	El Trasvase	16.6		132	221	112	0.93	0.204	5.921			1.31E+06	1.10E+07

ANEXO 6 BASE DE DATOS DEFINITIVA

No.	año	mes	Estación	T	OD (W)	EC	DQO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	CT	CT
1	2002	10	El Sena	16.7	1.7	215	406	197	2.6	0.098	25.75	2.5	7	1.40E+05	2.90E+07
1	2002	11	El Sena	16.8	1.2	194	266	145	0.91	0.186	23	1.8	13	1.30E+07	2.30E+09
1	2002	12	El Sena	15.8	2.5	176	287	157	1.32	0.029	19.7	1.2	4	2.90E+05	1.00E+09
1	2003	1	El Sena	16.7	1.7	193	260	127	0.79	0.145	27	2.7	19	2.30E+05	1.70E+07
1	2003	2	El Sena	16.8	3.3	142	181	68	0.25	0.203	18.4	2.1	7	2.80E+08	6.40E+09
1	2003	3	El Sena	15.1	1.9	191	209	105	2.73	0.08	20.5	2.5	6	8.90E+06	5.50E+09
1	2003	4	El Sena	15.8	3.6	146	213	95	0.62	0.016	13.65	1.6	4	1.50E+08	2.40E+07
1	2003	5	El Sena	16.1	2.2	154	241	125	0.84	0.181	21.5	6.8	1	2.90E+06	9.50E+08
1	2003	6	El Sena	14.3	2.2	127	331	162	0.07	0.006	11.9	0.9	10	1.80E+06	2.80E+07
1	2003	7	El Sena	17.6	1.1	170	245	170	3.88	0.196	29.5	2.3	16	2.80E+08	1.40E+09
1	2003	8	El Sena	17.3	1.2	184	347	173	4.3	0.134	28.5	2.4	0.005	8.40E+05	2.10E+07
1	2003	9	El Sena	15.2	0.5	223	218	135	5.63	0.084	28.5	2.4	12	1.40E+06	2.90E+07
1	2003	10	El Sena	13.1	1.5	70	913	108	1.55	0.006	5.25	0.025	3	8.00E+03	1.30E+05
1	2003	11	El Sena	18.7	1.2	212	378	187	3.88	0.191	19.5	3.3	0.005	1.10E+04	3.00E+05
1	2003	12	El Sena	15.8	2.7	194	310	115	2.88	0.104	27.5	0.1	2	2.70E+07	2.10E+09
1	2004	1	El Sena	16.5	1.5	217	379	175	5.05	0.101	25.75	0.8	8	1.60E+04	1.10E+05
1	2004	2	El Sena	19.9	1.5	230	406	209	1.98	0.076	29.75	0.5	5	5.00E+04	6.20E+05
1	2004	3	El Sena	16.4	0.7	182	204	119	1.94	0.128	28.25	0.9	1	3.50E+06	1.70E+07
1	2004	4	El Sena	16.6	2.3	154	273	105	1.9	0.089	21.75	0.9	5	1.70E+07	2.30E+09
1	2004	5	El Sena	16.3	3.6	122	308	154	3.6	0.087	17.75	0.7	0.005	1.40E+05	2.40E+07
1	2004	6	El Sena	18.7	2	191	311	55	1.65	0.055	20.75	0.9	5	3.00E+07	2.60E+09
1	2004	7	El Sena	15.2	1.3	217	484	114	3.6	0.115	22.5	0.8	1	1.70E+05	1.80E+05
1	2004	8	El Sena	17.4	3.1	216	311	93	1.82	0.163	25.75	1	50	1.40E+04	6.40E+04
1	2004	9	El Sena	17.7	4.7	236	165	87	2.02	0.063	14.25	1.4	3	2.10E+04	1.30E+05
1	2004	10	El Sena	16.4	3	172	285	81	1.52	0.097	18.25	0.7	0.005	9.00E+04	4.70E+05
1	2004	11	El Sena	16.4	4.2	210	265	26	2	0.144	21.75	0.9	5	1.30E+05	5.50E+05
1	2004	12	El Sena	15.9	2.1	116	237	123	2.51	0.243	23	1	0.005	2.10E+05	2.00E+06
1	2005	1	El Sena	15.5	1.4	230	480	140	1.72	0.242	23	0.1	17	1.24E+05	2.36E+05
1	2005	2	El Sena	17.1	2.7	199	341	121	1.94	0.294	21.25	1.5	3	9.00E+04	2.40E+05
1	2005	3	El Sena	15.7	3.7	178	235	109	2.22	0.196	20.25	1.2	8	1.20E+05	2.40E+05
1	2005	4	El Sena	17	2.5	176	239	92	1.9	0.324	16	2.6	2	4.00E+04	1.40E+05
1	2005	5	El Sena	17.6	2.9	196	296	116	2.68	0.105	21.25	0.4	3	1.20E+05	2.20E+05
1	2005	6	El Sena	18.4	1.7	195	317	159	2.53	0.33	21.5	2	20	4.00E+04	1.00E+05
1	2005	7	El Sena	15.7	1.6	218	344	114	2.95	0.021	24.5	2.3	20	1.00E+05	3.20E+05
1	2005	8	El Sena	15.7	1.1	205	302	143	1.37	0.161	23	0.9	13	1.20E+05	2.60E+06
1	2005	9	El Sena	17.6	1.1	191	908	172	1.5	0.054	28	1.6	13	1.20E+05	5.10E+06
1	2005	10	El Sena	17	0.025	295	471	140	1.84	0.25	21.75	1.9	4	1.60E+05	3.10E+06
1	2005	11	El Sena	17.1	0.025	223	290	171	2.34	0.103	25.25	1.2	6	1.10E+05	8.00E+06
1	2005	12	El Sena	11.9	2.9	194	295	106	1.43	0.35	8.75	1.1	8.5	6.40E+04	3.40E+05
1	2006	1	El Sena	15.2	1.1	192	436	130	2.66	0.096	24.25	0.025	11	1.10E+05	4.40E+06

 Llenado de datos en base a similitud espacial
 Llenado con pronóstico (base aritmética móvil)

 Corrección tipeado de datos
 Corrección tipeado de datos con sustitución con el valor de la est. precedente

Unidades de medición: T(°C); EC (uS/cm); CT (NMP/100mL); CF (NMP/100mL). El resto de los parámetros: (mg/L)

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No.	año	mes	Estación	T	OD (W)	EC	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	CF	CT
2	2002	10	El Trébol	23.2	1.6	230	395	144	2.05	0.093	25.6	2.3	5	2.50E+05	2.40E+07
2	2002	11	El Trébol	18.1	2.4	175	195	116	1.5	0.111	18.3	2.5	12	2.60E+07	1.90E+09
2	2002	12	El Trébol	14.5	1.2	152	185	55	1.11	0.052	18	1.9	9	1.10E+05	1.80E+07
2	2003	1	El Trébol	16	0.9	95	104	55	0.33	0.216	28	2.7	24	2.10E+05	1.30E+09
2	2003	2	El Trébol	16.6	2.8	157	198	80	0.28	0.142	18.5	2.4	8	1.00E+08	1.40E+09
2	2003	3	El Trébol	15.2	1	175	174	73	1.83	0.054	22.4	2.9	0.005	1.40E+07	1.20E+09
2	2003	4	El Trébol	14.8	3.7	121	259	90	0.79	0.032	11.75	1.6	10	3.20E+06	2.40E+07
2	2003	5	El Trébol	17.7	1.6	199	225	159	0.62	0.171	23.6	8.1	2	2.40E+06	3.60E+09
2	2003	6	El Trébol	14.8	2.3	109	282	156	0.07	0.113	15.1	1.8	8	1.60E+07	2.40E+08
2	2003	7	El Trébol	16.1	1.7	193	331	177	5.13	0.185	28	2	5	8.00E+07	1.70E+09
2	2003	8	El Trébol	15.6	1.1	170	187	129	4.3	0.04	24.5	2.2	37	1.10E+04	3.00E+06
2	2003	9	El Trébol	17.3	1	194	340	108	3.38	0.085	24.5	2.3	24	3.60E+06	2.50E+07
2	2003	10	El Trébol	15.7	3.3	63	894	124	1.63	0.019	6.5	1.6	2	1.60E+04	1.10E+07
2	2003	11	El Trébol	19.2	1.9	163	287	143	3.55	0.206	16.75	2.3	1	2.70E+07	1.10E+09
2	2003	12	El Trébol	18.5	2.4	158	236	119	3.38	0.105	29.25	0.6	2	1.20E+06	2.40E+07
2	2004	1	El Trébol	17.7	2.4	172	325	134	4.3	0.093	27.5	0.7	13	8.80E+04	1.90E+05
2	2004	2	El Trébol	22	1.5	163	344	169	1.58	0.105	24.75	0.9	7	2.50E+05	1.80E+07
2	2004	3	El Trébol	16.7	0.6	224	170	122	1.98	0.147	26.75	1	2	2.20E+07	1.30E+09
2	2004	4	El Trébol	14.8	0.025	209	256	95	2.17	0.086	20	0.9	4	2.10E+07	5.60E+08
2	2004	5	El Trébol	15.5	3.8	140	394	142	1.3	0.089	14.5	0.7	1	1.20E+05	1.70E+07
2	2004	6	El Trébol	15.5	0.8	219	329	95	2.85	0.091	23	0.1	0.005	1.90E+09	2.10E+09
2	2004	7	El Trébol	16	2.1	267	402	75	1.95	0.161	24.75	1	4	2.70E+05	1.90E+07
2	2004	8	El Trébol	16.3	3.2	311	284	96	1.93	0.126	29.75	1	37	1.40E+04	1.20E+05
2	2004	9	El Trébol	17.3	3.5	175	180	99	2.34	0.098	21.5	1.1	1	1.00E+05	9.60E+06
2	2004	10	El Trébol	15.5	3.4	151	234	73	2.22	0.123	27	0.8	7	5.10E+04	2.20E+05
2	2004	11	El Trébol	16.1	3.7	166	278	46	2.56	0.162	28.25	0.9	4	1.70E+05	1.66E+06
2	2004	12	El Trébol	18.4	1.5	160	280	100	1.8	0.154	22.25	0.8	0.005	3.40E+05	2.10E+06
2	2005	1	El Trébol	17.4	2.9	176	212	89	1.11	0.235	22.25	1.2	5	9.40E+04	1.48E+05
2	2005	2	El Trébol	20.4	2.8	154	289	101	2.19	0.29	22	1.7	7	9.00E+04	1.50E+05
2	2005	3	El Trébol	17.9	4.2	149	254	111	2.37	0.222	18.75	1.1	7	4.00E+05	8.50E+05
2	2005	4	El Trébol	18.7	2.1	187	270	67	0.8	0.338	19.5	1.6	0.005	6.00E+04	1.20E+05
2	2005	5	El Trébol	15.7	3.1	154	236	118	2.04	0.126	20	0.8	3	8.00E+04	1.80E+05
2	2005	6	El Trébol	17.5	1.7	222	322	80	3.22	0.074	24.5	1.8	22	4.00E+04	1.00E+05
2	2005	7	El Trébol	17.9	1.5	174	330	96	3.03	0.164	25	1.7	17	8.00E+04	3.00E+05
2	2005	8	El Trébol	17.1	2	205	469	198	0.009	0.069	21	0.9	12	3.60E+06	3.10E+07
2	2005	9	El Trébol	19.8	2.8	195	369	108	0.009	0.027	26.5	1.6	8	2.70E+05	9.30E+06
2	2005	10	El Trébol	19.1	0.1	248	522	208	2.64	0.113	31.75	1	7	2.20E+05	7.40E+06
2	2005	11	El Trébol	16.6	0.6	172	306	163	2.62	0.143	24.5	1.2	11	1.20E+05	3.00E+06
2	2005	12	El Trébol	13.5	3.4	194	237	108	1.25	0.344	6	2.1	8	5.60E+04	3.00E+05
2	2006	1	El Trébol	16.1	1	178	410	161	2.34	0.169	22.25	0.1	5	6.00E+04	3.10E+05
3	2002	10	Las Orquídeas	17.2	1.2	206	266	120	1.61	0.036	24.7	2.3	27	2.00E+04	6.00E+04
3	2002	11	Las Orquídeas	17.6	2.3	171	199	104	0.88	0.136	19.8	2.3	9	1.40E+09	3.40E+09
3	2002	12	Las Orquídeas	16.8	2.5	158	296	97	1.06	0.039	16.5	1.4	3	1.40E+05	1.60E+09
3	2003	1	Las Orquídeas	16.5	2.6	187	209	101	0.84	0.143	27.5	2.2	11	2.30E+05	1.40E+09
3	2003	2	Las Orquídeas	16.6	3.4	122	194	58	0.25	0.161	16.1	2.3	5	1.80E+08	4.20E+08
3	2003	3	Las Orquídeas	15.8	2	191	260	93	1.8	0.051	18.5	1.6	10	1.50E+06	2.00E+07
3	2003	4	Las Orquídeas	16.5	2.8	129	188	78	0.66	0.099	13.3	2	5	1.20E+07	6.20E+09
3	2003	5	Las Orquídeas	17	2.3	149	149	90	0.38	0.26	18.5	6.8	0.005	4.50E+06	2.00E+07
3	2003	6	Las Orquídeas	14	3.4	115	379	145	0.06	0.031	12.9	1.6	1	2.50E+05	1.90E+07
3	2003	7	Las Orquídeas	18.3	0.9	181	426	157	4.47	0.206	28.5	1.1	7	4.00E+05	1.20E+07
3	2003	8	Las Orquídeas	17.2	2.4	182	320	115	5.3	0.119	24	2.4	0.005	3.00E+05	4.50E+06
3	2003	9	Las Orquídeas	16.9	0.9	224	121	67	5.3	0.088	24.5	2.1	8	2.00E+04	6.50E+05
3	2003	10	Las Orquídeas	13.6	2.8	71	732	104	2.55	0.007	5.5	0.025	5	5.60E+04	1.30E+07
3	2003	11	Las Orquídeas	19.9	1.8	211	221	136	2.8	0.259	21	1.6	0.005	1.70E+04	2.50E+05
3	2003	12	Las Orquídeas	15.5	2	226	272	119	3.8	0.122	25	0.025	2	2.10E+07	1.10E+09
3	2004	1	Las Orquídeas	17.6	2.2	216	338	124	2.55	0.131	24.75	0.8	8	2.70E+04	4.80E+06
3	2004	2	Las Orquídeas	20.8	2.4	217	314	148	1.66	0.093	23.75	0.8	5	1.20E+04	2.10E+05
3	2004	3	Las Orquídeas	17.4	1.9	173	94	89	1.76	0.126	24.75	0.9	2	8.00E+03	4.80E+05
3	2004	4	Las Orquídeas	17.3	2.4	155	261	64	1.8	0.11	20.75	0.8	5	1.70E+08	2.00E+09
3	2004	5	Las Orquídeas	15.8	3.3	107	394	142	1	0.082	12	0.9	0.005	1.50E+05	1.60E+07
3	2004	6	Las Orquídeas	17.8	0.8	199	315	56	2.56	0.144	9.25	0.3	49	1.80E+07	2.40E+07
3	2004	7	Las Orquídeas	17	2.3	135	266	36	1.92	0.21	23.75	0.6	5	2.50E+05	2.90E+05
3	2004	8	Las Orquídeas	19.1	3.9	204	271	83	3.55	0.12	28.75	1.1	19	9.00E+03	5.20E+04
3	2004	9	Las Orquídeas	17.2	3.5	253	180	93	2.22	0.079	20.25	1	2	6.20E+04	1.20E+07
3	2004	10	Las Orquídeas	16.5	3.4	163	153	50	1.62	0.14	19.5	0.9	3	1.30E+04	5.20E+04
3	2004	11	Las Orquídeas	19.7	4.2	138	250	47	2.41	0.142	22.5	0.7	2	8.00E+04	7.00E+05
3	2004	12	Las Orquídeas	15.6	1.7	185	224	66	2.24	0.294	20.25	0.5	0.005	2.50E+05	1.90E+06
3	2005	1	Las Orquídeas	16.4	3.4	177	203	65	1.43	0.32	15	1.8	0.005	5.60E+04	1.36E+05
3	2005	2	Las Orquídeas	17.6	2.4	195	261	72	1.85	0.254	16.25	1.6	14	1.20E+05	3.00E+05
3	2005	3	Las Orquídeas	17.1	3.4	144	192	85	1.67	0.163	16	0.8	4	1.40E+05	2.60E+05
3	2005	4	Las Orquídeas	17.2	1.7	180	227	62	4.37	0.36	19.25	1.5	0.005	1.20E+05	2.80E+05
3	2005	5	Las Orquídeas	18.3	3.6	175	196	54	1.8	0.063	21.25	0.7	4	1.20E+05	2.20E+05
3	2005	6	Las Orquídeas	18.7	1.6	199	311	160	2.44	0.15	25.5	1.9	29	4.50E+04	1.00E+05
3	2005	7	Las Orquídeas	17.6	1.7	219	321	63	2.36	0.103	21.5	1.9	33	1.20E+05	2.80E+05
3	2005	8	Las Orquídeas	16.3	2.7	183	243	95	0.49	0.084	23.25	0.9	18	2.10E+05	2.40E+06
3	2005	9	Las Orquídeas	18.6	1.9	194	952	183	0.65	0.038	25.75	1.2	21	1.40E+05	6.70E+06
3	2005	10	Las Orquídeas	17.1	0.6	352	370	149	3.16	0.406	27.25	1.1	5	1.70E+05	5.50E+06
3	2005	11	Las Orquídeas	17.2	0.5	215	246	125	2.32	0.12	24.500	1.6	5	1.50E+05	3.10E+06
3	2005	12	Las Orquídeas	12.5	4.4	142	206	75	0.78	0.37	6.5	1.7	5	1.00E+05	2.80E+06
3	2006	1	Las Orquídeas	15.4	1.2	221	350	160	2.02	0.33	22.5	0.025	5	7.20E+04	1.70E+06

No.	año	mes	Estación	T	OD (W)	EC	DOO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac Y G	Cf	Ct
4	2002	10	AJ. QBatán	18	4.2	204	214	107	2.08	0.025	16.9	2	20	4.10E+04	2.60E+05
4	2002	11	AJ. QBatán	19.7	2.3	171	221	117	1.14	0.146	18.1	2.1	17	1.70E+07	2.60E+09
4	2002	12	AJ. QBatán	17.6	3.8	157	246	94	1.11	0.035	14.8	2.4	20	1.50E+05	1.60E+07
4	2003	1	AJ. QBatán	17.9	2.8	175	187	81	0.7	0.188	19.75	2.1	15	2.30E+05	1.80E+09
4	2003	2	AJ. QBatán	19	3.5	137	244	70	0.28	0.166	16.2	2.3	1	6.00E+07	7.00E+08
4	2003	3	AJ. QBatán	21.5	1.7	191	218	90	2.91	0.039	20.1	3.1	6	2.40E+05	1.20E+07
4	2003	4	AJ. QBatán	16.7	3.6	135	148	66	0.73	0.065	12.65	1.9	2	1.20E+06	5.40E+08
4	2003	5	AJ. QBatán	18.2	3.2	139	93	71	0.24	0.249	17	8.6	0.005	1.40E+05	2.20E+07
4	2003	6	AJ. QBatán	15.2	4.2	122	294	149	0.12	0.083	12.2	1.5	4	3.40E+05	2.90E+07
4	2003	7	AJ. QBatán	18.7	1.2	196	416	149	5.3	0.112	27	2.5	10	4.00E+04	7.00E+05
4	2003	8	AJ. QBatán	18	3.2	172	560	95	5.2	0.08	22.75	2	0.005	1.00E+05	2.20E+07
4	2003	9	AJ. QBatán	20.2	1.8	209	202	67	8.97	0.037	22.75	2.3	40	4.10E+04	2.70E+05
4	2003	10	AJ. QBatán	14.3	2.5	73	1009	78	1.97	0.025	4	1	0.005	4.80E+05	1.20E+07
4	2003	11	AJ. QBatán	19.2	3.7	225	258	57	2.55	0.195	22	1.6	0.005	3.90E+08	4.90E+09
4	2003	12	AJ. QBatán	22	2.7	199	218	129	2.55	0.102	18	0.4	1	1.00E+06	1.80E+07
4	2004	1	AJ. QBatán	22	3.2	204	353	144	5.8	0.171	23	1	12	1.80E+04	1.90E+05
4	2004	2	AJ. QBatán	22.3	3	209	350	154	2.26	0.12	16.75	1.6	7	3.80E+04	2.80E+05
4	2004	3	AJ. QBatán	19.6	3.6	152	132	66	1.56	0.16	20.75	0.7	3	1.00E+03	7.20E+04
4	2004	4	AJ. QBatán	18.9	3.6	136	229	63	2.11	0.182	21	1.3	3	2.90E+07	8.80E+08
4	2004	5	AJ. QBatán	16.7	4.2	116	276	129	1	0.089	15.5	0.6	0.005	2.20E+05	1.20E+07
4	2004	6	AJ. QBatán	22	1.1	206	343	76	2.34	0.133	23.25	0.1	5	8.80E+06	2.60E+07
4	2004	7	AJ. QBatán	20.5	2.9	129	410	95	2.1	0.207	29.75	0.7	1	2.30E+05	2.60E+05
4	2004	8	AJ. QBatán	20.2	4.4	195	332	138	1.03	0.112	21.5	0.9	74	9.00E+03	5.10E+04
4	2004	9	AJ. QBatán	19.9	4.1	248	170	79	1.99	0.078	20	0.7	0.005	4.40E+04	1.60E+05
4	2004	10	AJ. QBatán	17.1	3.5	151	152	45	1	0.128	16.5	4.1	0.005	3.90E+04	2.40E+07
4	2004	11	AJ. QBatán	18.4	3.9	203	242	21	2.27	0.178	20.25	1	7	7.00E+04	6.50E+05
4	2004	12	AJ. QBatán	16.2	3.1	218	228	88	2.24	0.26	20.75	0.8	1	1.30E+05	1.50E+06
4	2005	1	AJ. QBatán	16.6	4.4	172	227	63	0.009	0.484	18	1.7	12	6.40E+04	1.72E+05
4	2005	2	AJ. QBatán	19.9	4.1	190	309	93	1.77	0.304	17.75	1.5	5	1.08E+05	2.20E+05
4	2005	3	AJ. QBatán	18.6	4.2	144	264	121	1.77	0.21	15.25	1.6	10	8.00E+04	2.20E+05
4	2005	4	AJ. QBatán	17.6	2.2	200	330	137	2.83	0.266	19.25	1.5	1	1.00E+05	2.40E+05
4	2005	5	AJ. QBatán	19.4	4.6	175	230	107	1.69	0.111	20.25	0.8	4	1.00E+05	2.20E+05
4	2005	6	AJ. QBatán	23.1	3.2	194	326	45	2.27	0.155	22.5	1.4	9	6.00E+04	1.80E+05
4	2005	7	AJ. QBatán	17.7	2.6	221	370	102	2.59	0.063	21.75	1.5	21	1.20E+05	1.30E+06
4	2005	8	AJ. QBatán	20.4	2	169	263	155	0.49	0.233	16.25	1.9	21	1.10E+05	6.40E+06
4	2005	9	AJ. QBatán	19.2	2.8	182	359	150	0.46	0.038	23.5	1.4	19	1.20E+05	5.50E+06
4	2005	10	AJ. QBatán	22.7	1.6	297	442	176	3.11	0.194	26.25	1	4	6.40E+04	6.80E+06
4	2005	11	AJ. QBatán	18.2	1.5	262	306	173	2.42	0.176	23	1.9	9	1.80E+05	1.20E+06
4	2005	12	AJ. QBatán	13.1	2.9	138	222	74	0.82	0.352	17.25	4	6.5	3.60E+04	3.00E+05
4	2006	1	AJ. QBatán	14.5	2.1	180	218	96	1.48	0.145	18.5	0.5	4	6.60E+04	3.90E+05
6	2002	10	DJ. QBatán	17.2	1.4	203	287	138	0.48	0.062	20.9	2	7	1.90E+05	2.70E+07
6	2002	11	DJ. QBatán	19.6	2.1	171	211	104	0.85	0.149	18	2.4	3	1.80E+07	2.30E+09
6	2002	12	DJ. QBatán	17.1	4	157	226	38	1.13	0.034	16.1	2.6	2	2.00E+05	2.20E+07
6	2003	1	DJ. QBatán	18.2	3.6	173	212	78	1.4	0.134	23.25	1.8	7	9.60E+04	2.30E+07
6	2003	2	DJ. QBatán	18.9	2.8	144	197	92	0.1	0.088	19.2	3.4	2	1.00E+07	1.80E+08
6	2003	3	DJ. QBatán	21.5	1.8	190	342	119	2.7	0.077	18	2.6	5	1.10E+06	2.30E+07
6	2003	4	DJ. QBatán	17.2	4.5	140	222	86	0.71	0.221	13.1	2.3	4	3.00E+06	4.50E+07
6	2003	5	DJ. QBatán	17.9	3.7	143	186	116	0.71	0.181	19.2	7.8	4	1.70E+06	3.20E+07
6	2003	6	DJ. QBatán	15.3	3.6	110	164	125	0.12	0.009	14.8	1.1	14	8.00E+06	1.20E+08
6	2003	7	DJ. QBatán	20.7	0.7	201	160	110	5.97	0.283	31.25	2.6	1	1.00E+07	1.40E+08
6	2003	8	DJ. QBatán	18	3.3	175	347	39	5.4	0.09	22.5	1.4	0.005	4.40E+04	8.10E+06
6	2003	9	DJ. QBatán	19.4	3	207	105	50	5.22	0.085	22.5	2.4	25	2.00E+05	5.60E+07
6	2003	10	DJ. QBatán	14.6	2.3	72	660	71	0.14	0.011	5.25	0.025	0.005	1.30E+05	2.00E+07
6	2003	11	DJ. QBatán	19.2	2.4	208	271	133	2.39	0.176	19.5	0.3	0.005	1.90E+04	2.70E+05
6	2003	12	DJ. QBatán	17.8	2.2	207	308	139	2.8	0.062	16.75	0.7	1	1.60E+06	2.80E+07
6	2004	1	DJ. QBatán	19.8	3.2	209	387	136	6.88	0.092	24.25	1	7	1.80E+04	3.20E+05
6	2004	2	DJ. QBatán	23	2.9	213	331	170	1.88	0.123	17.75	0.8	2	5.40E+04	3.00E+05
6	2004	3	DJ. QBatán	18.8	2.3	157	171	96	2.32	0.198	17.5	1.2	1	6.00E+03	2.60E+04
6	2004	4	DJ. QBatán	19.6	3.1	152	278	79	2.32	0.173	23.25	0.7	5	2.60E+07	1.50E+09
6	2004	5	DJ. QBatán	17.3	4.5	118	368	118	1.03	0.106	16.25	0.7	7	1.20E+05	1.70E+07
6	2004	6	DJ. QBatán	23.5	2.3	200	418	56	2.44	0.122	20.5	4.8	9	2.70E+09	3.20E+09
6	2004	7	DJ. QBatán	17.9	3.4	134	408	89	2.5	0.237	21	0.9	0.005	2.80E+05	1.40E+07
6	2004	8	DJ. QBatán	21.1	3.7	205	377	93	2.61	0.224	21	1.1	6	6.00E+03	1.20E+05
6	2004	9	DJ. QBatán	19.9	4.1	264	270	103	2.12	0.096	21.25	1.5	2	6.20E+04	5.80E+06
6	2004	10	DJ. QBatán	16.9	4	160	374	67	2.19	0.14	18.75	0.9	0.005	1.30E+04	2.10E+07
6	2004	11	DJ. QBatán	19.4	3.4	216	309	34	2.98	0.152	26.25	1	13	9.00E+04	5.50E+05
6	2004	12	DJ. QBatán	15.9	3	213	272	83	2.44	0.282	18.5	0.7	1	2.20E+05	1.20E+06
6	2005	1	DJ. QBatán	17.3	4.2	161	264	69	1	0.234	16.25	2	2	8.00E+04	1.60E+05
6	2005	2	DJ. QBatán	20.5	3.2	190	336	100	2.18	0.248	19.5	1.5	8	1.00E+05	2.40E+05
6	2005	3	DJ. QBatán	18.2	4.4	172	233	128	2.41	0.446	16.5	1	2	1.00E+05	2.40E+05
6	2005	4	DJ. QBatán	18.5	2.2	191	344	100	3.65	0.376	18	1.8	6	8.00E+04	1.80E+05
6	2005	5	DJ. QBatán	18.5	3.8	172	351	110	1.79	0.03	17.75	0.9	4	8.00E+04	2.40E+05
6	2005	6	DJ. QBatán	19.5	3.1	182	363	201	1.1	0.38	18.75	1.8	9	2.00E+04	6.50E+04
6	2005	7	DJ. QBatán	18.1	2.5	215	404	105	3.43	0.183	19.75	1.5	42	1.00E+05	3.40E+05
6	2005	8	DJ. QBatán	19.4	3	172	302	131	0.86	0.384	17	0.9	11	1.30E+05	4.40E+06
6	2005	9	DJ. QBatán	20.9	2.1	179	416	122	0.65	0.159	23.25	1.9	10	1.70E+05	1.70E+07
6	2005	10	DJ. QBatán	19.3	1.3	281	432	164	3.64	0.186	23.25	1.7	19	1.20E+05	1.10E+07
6	2005	11	DJ. QBatán	18.5	1.8	130	374	177	3.15	0.119	21	1.7	9	8.40E+04	2.20E+05
6	2005	12	DJ. QBatán	13.2	3.3	129	196	58	1.03	0.298	4.5	1.2	13	8.40E+04	2.50E+06
6	2006	1	DJ. QBatán	15	3.3	186	292	117	2.02	0.203	17.25	0.9	17	9.20E+04	3.00E+06

No.	año	mes	Estación	T	OD (W)	EC	DQO	DBO	P-PO4	DET	N-NH3	N-NO3	Ac y G	Cf	Ct
7	2002	10	El Trasvase	19.7	3.6	208	211	78	1.66	0.057	18.1	1.9	2	1.10E+04	1.80E+04
7	2002	11	El Trasvase	21.6	3.4	185	194	70	1.61	0.395	16.3	2	20	1.80E+09	5.30E+09
7	2002	12	El Trasvase	16.3	1.6	133	190	23	0.77	0.079	11.7	2.1	14	1.50E+07	1.20E+09
7	2003	1	El Trasvase	18.2	1.4	95	125	25	0.85	0.189	4.75	2	14	8.60E+04	1.70E+07
7	2003	2	El Trasvase	20.3	3	154	170	59	0.12	0.236	17	2.8	5	1.00E+08	1.40E+08
7	2003	3	El Trasvase	19.1	4.1	172	182	77	2.18	0.064	18.5	2.7	0.005	1.50E+05	4.50E+08
7	2003	4	El Trasvase	16.9	4.3	99	144	33	0.59	0.175	10.9	1.8	9	4.00E+06	1.20E+08
7	2003	5	El Trasvase	19	4.6	154	325	95	0.51	0.098	17.4	10.2	8	1.90E+05	2.50E+07
7	2003	6	El Trasvase	17.3	3.1	95	225	104	0.09	0.066	11.3	1.8	13	1.10E+05	2.90E+07
7	2003	7	El Trasvase	18	1.7	163	666	83	3.22	0.084	24.5	1.5	0.005	4.00E+05	2.00E+07
7	2003	8	El Trasvase	18.3	5	125	213	60	4.6	0.059	17	2.6	1	5.20E+05	1.30E+07
7	2003	9	El Trasvase	27.2	3.7	151	153	125	0.3	0.065	17	1.6	5	3.10E+04	2.30E+08
7	2003	10	El Trasvase	18	2.8	62	949	125	2.88	0.017	6	1.1	4	2.10E+06	4.50E+07
7	2003	11	El Trasvase	20.6	4	140	254	98	3.3	0.235	12.75	2.5	0.005	2.00E+05	1.20E+07
7	2003	12	El Trasvase	21.5	4.7	155	289	136	2.39	0.006	17.5	1.3	0.005	2.90E+07	2.60E+09
7	2004	1	El Trasvase	19.7	5.8	139	373	92	2.8	0.191	20	0.9	9	1.50E+04	2.20E+06
7	2004	2	El Trasvase	22	3.4	146	214	98	1.43	0.144	15	0.9	7	1.40E+04	2.00E+05
7	2004	3	El Trasvase	19.7	2.4	198	145	79	1.56	0.209	20.5	1.8	0.005	2.50E+04	6.80E+05
7	2004	4	El Trasvase	17.1	4.4	185	152	45	1.97	0.149	16.75	0.7	4	1.70E+04	2.40E+05
7	2004	5	El Trasvase	17	3.8	130	560	257	1	0.1	12.75	1.9	6	1.90E+05	1.90E+07
7	2004	6	El Trasvase	17	4.1	156	209	60	1.6	0.078	16.25	2.5	14	2.80E+07	2.20E+09
7	2004	7	El Trasvase	19	2.7	249	317	66	3.28	0.191	21	0.6	37	1.50E+05	1.80E+05
7	2004	8	El Trasvase	18.6	4.2	242	406	137	1.55	0.164	22.25	1	5	9.00E+03	1.00E+05
7	2004	9	El Trasvase	19.1	4.1	160	370	88	1.23	0.193	14.75	1.3	0.005	5.00E+03	4.00E+06
7	2004	10	El Trasvase	22.1	4	147	208	73	1.28	0.191	14.75	0.8	4	3.30E+04	3.00E+05
7	2004	11	El Trasvase	20	4.3	154	223	76	1.87	0.16	17.5	0.6	2	1.10E+05	6.50E+05
7	2004	12	El Trasvase	17.7	3	157	255	79	2.07	0.354	18.5	0.3	0.005	1.70E+05	2.90E+07
7	2005	1	El Trasvase	18	4.2	129	281	66	3.07	0.472	12.35	1.5	13	5.20E+04	1.30E+05
7	2005	2	El Trasvase	19	3.2	136	209	76	1.33	0.34	20	1.5	5	4.80E+04	1.10E+05
7	2005	3	El Trasvase	20	5.5	140	174	75	1.65	0.211	14	1.2	13	6.00E+04	3.40E+05
7	2005	4	El Trasvase	19.8	2.1	190	250	41	2.93	0.263	16.5	0.8	0.005	8.00E+04	1.80E+05
7	2005	5	El Trasvase	20	4.3	220	158	63	1.2	0.142	15.75	0.8	1	6.00E+04	1.60E+05
7	2005	6	El Trasvase	22.4	3.4	231	199	104	1.11	0.276	15.25	0.8	10	2.70E+04	1.00E+05
7	2005	7	El Trasvase	19.3	2.1	155	266	63	3.15	0.031	19	5.3	12	6.00E+04	3.40E+05
7	2005	8	El Trasvase	19.5	3.5	151	228	151	0.51	0.122	16.25	1.9	8	9.60E+05	7.70E+06
7	2005	9	El Trasvase	21.1	2.8	178	287	115	0.37	0.022	21.75	0.9	40	6.40E+04	7.40E+06
7	2005	10	El Trasvase	20.4	3.5	169	228	93	1.13	0.156	20.25	1.4	5	5.60E+04	2.80E+06
7	2005	11	El Trasvase	19.7	2.8	143	183	105	1.75	0.229	13.75	1.5	4	1.10E+05	7.60E+06
7	2005	12	El Trasvase	16.3	0.025	194	146	57	0.79	0.097	14.5	2.1	5	8.40E+04	8.00E+06
7	2006	1	El Trasvase	18.1	4.6	175	143	56	1.74	0.25	15.5	0.9	6	6.40E+04	1.70E+06

ANEXO 7 CÁLCULO CCME CUATRIMESTRAL POR ESTACIONES

No. Estación	1									2											
	año	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006
mes	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1	1
Clima	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1
F1	60.00	70.00	60.00	70.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	30.00	20.00	20.00	20.00	30.00	20.00	20.00	30.00	20.00	20.00	20.00
F2	60.00	62.50	57.50	60.00	57.50	60.00	55.00	60.00	60.00	60.00	22.50	17.50	20.00	20.00	22.50	17.50	17.50	20.00	20.00	20.00	20.00
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (10)	24.28	20.82	24.93	21.47	24.93	24.28	25.56	24.29	24.28	24.28	20.82	21.47	24.28	24.28	20.82	24.93	24.93	21.47	24.28	24.28	24.28
F1	55.56	66.67	55.56	66.67	55.56	55.56	55.56	55.56	55.56	55.56	66.67	66.67	55.56	55.56	66.67	55.56	55.56	66.67	55.56	55.56	55.56
F2	55.56	58.33	52.78	55.56	52.78	55.56	50.00	55.56	55.56	55.56	58.33	55.56	55.56	55.56	58.33	52.78	52.78	55.56	55.56	55.56	55.56
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (9)	26.58	22.87	27.26	23.55	27.26	26.58	27.92	26.58	26.58	26.58	22.87	23.55	26.57	26.58	22.87	27.26	27.27	23.56	26.58	26.58	26.58
F1	50.00	62.50	50.00	62.50	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	62.50	62.50	50.00	50.00	62.50	50.00	50.00	62.50	50.00	50.00	50.00
F2	50.00	53.13	46.88	50.00	46.88	50.00	43.75	50.00	50.00	50.00	53.13	50.00	50.00	50.00	53.13	46.88	46.88	50.00	50.00	50.00	50.00
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (8)	29.29	25.32	30.00	26.05	30.00	29.29	30.69	29.29	29.29	29.29	25.32	26.05	29.29	29.29	25.32	30.00	30.01	26.05	29.29	29.29	29.29
F1	42.86	57.14	42.86	57.14	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	57.14	57.14	42.86	42.86	57.14	42.86	42.86	57.14	42.86	42.86	42.86
F2	42.86	46.43	42.86	46.43	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	46.43	46.43	42.86	42.86	46.43	42.86	42.86	46.43	42.86	42.86	42.86
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (7)	32.49	28.30	32.49	28.30	32.49	32.49	32.49	32.49	32.49	32.49	28.30	28.30	32.49	32.49	28.30	32.49	32.49	28.31	32.49	32.49	32.49
F1	50.00	66.67	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00
F2	50.00	54.17	50.00	54.17	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	54.17	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (6)	29.29	23.89	29.29	23.89	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	23.89	23.89	29.29	29.29	23.89	29.29	29.29	23.89	29.29	29.29	29.29
F1	60.00	80.00	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	80.00	80.00	60.00	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00
F2	60.00	65.00	60.00	65.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	65.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (5)	24.28	17.08	24.28	17.08	24.28	24.28	24.28	24.29	24.28	24.29	24.28	17.08	24.28	24.28	24.28	24.28	24.28	24.28	24.28	24.28	24.28
F1	75.00	100.00	75.00	100.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	100.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00
F2	75.00	81.25	75.00	81.25	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	81.25	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00
F3	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.99	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	100.00	99.99	99.99
CCME WQI (4)	15.84	5.83	15.84	5.83	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	5.83	5.83	15.84	15.84	5.83	15.84	15.84	5.83	15.84	15.84	15.84

Nomenclatura

CCME	No. Variables	Variables
CCME WQI (10)	10	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele DET T AcyG % Sat. OD(W) DQO
CCME WQI (9)	9	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele DET T AcyG % Sat.OD(W)
CCME WQI (8)	8	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele DET T AcyG
CCME WQI (7)	7	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele DET T
CCME WQI (6)	6	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele DET
CCME WQI (5)	5	CF NH ₃ DBO NO ₃ TDS ele
CCME WQI (4)	4	CF NH ₃ DBO NO ₃

F1 Alcance = Número de variables que no cumplen el objetivo de calidad del agua
F2 Frecuencia= Número de veces que estos objetivos no son cumplidos
F3 Amplitud = Cantidad o monto por el cual los objetivos no son cumplidos

ELABORADO POR: Cristina Torres Hinojosa

No. Estación	3									4										
año	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006
mes	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1
Clima	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1
F1	20.00	20.00	20.00	20.00	30.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	20.00	20.00	30.00	30.00
F2	20.00	17.50	17.50	17.50	20.00	20.00	15.00	17.50	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	20.00	25.00	17.50	20.00	25.00	22.50	22.50
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (10)	24.28	21.47	24.93	24.93	21.47	24.28	25.56	24.93	24.28	24.28	24.28	17.08	21.47	21.47	20.15	21.48	24.29	20.16	17.09	17.09
F1	55.56	66.67	55.56	55.56	66.67	55.56	55.56	55.56	55.56	55.56	55.56	77.78	66.67	66.67	66.67	66.67	55.56	66.67	77.78	77.78
F2	55.56	55.56	52.78	52.78	55.56	55.56	50.00	52.78	55.56	55.56	55.56	61.11	55.56	55.56	61.11	55.56	55.56	61.11	61.11	61.11
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (9)	26.57	23.55	27.27	27.26	23.55	26.58	27.93	27.27	26.58	26.58	26.58	18.79	23.56	23.55	22.15	23.56	26.58	22.16	18.80	18.80
F1	50.00	62.50	50.00	50.00	62.50	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	75.00	62.50	62.50	62.50	50.00	50.00	62.50	75.00	75.00
F2	50.00	50.00	46.88	46.88	50.00	50.00	43.75	46.88	50.00	50.00	50.00	56.25	50.00	50.00	56.25	50.00	50.00	56.25	56.25	56.25
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (8)	29.29	26.05	30.01	30.00	26.05	29.29	30.69	30.01	29.29	29.29	29.29	20.86	26.05	26.05	24.57	26.05	29.29	24.57	20.86	20.86
F1	42.86	57.14	42.86	42.86	57.14	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	71.43	57.14	57.14	57.14	57.14	42.86	57.14	71.43	71.43
F2	42.86	46.43	42.86	42.86	46.43	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	42.86	53.57	46.43	50.00	46.43	53.57	46.43	50.00	50.00	50.00
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (7)	32.49	28.30	32.49	32.49	28.30	32.49	32.49	32.49	32.49	32.49	32.49	22.60	28.31	27.51	28.30	26.66	28.31	32.49	27.51	23.41
F1	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	66.67	66.67
F2	50.00	54.17	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	58.33	50.00	50.00	50.00	50.00	54.17	50.00	54.17	54.17
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (6)	29.29	23.89	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	29.29	22.87	29.29	29.29	29.29	23.89	29.29	29.29	23.89	23.89
F1	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	80.00	60.00	80.00	80.00
F2	60.00	65.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	70.00	60.00	60.00	60.00	60.00	65.00	60.00	60.00	65.00
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (5)	24.28	17.08	24.28	24.28	24.28	24.28	24.29	24.29	24.28	24.28	24.28	15.74	24.28	24.28	24.28	17.09	24.29	24.29	17.09	17.09
F1	75.00	100.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	100.00	75.00	75.00	75.00	100.00	75.00	75.00	100.00	100.00
F2	75.00	81.25	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	75.00	87.50	75.00	75.00	75.00	81.25	75.00	75.00	81.25	81.25
F3	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.99	99.99	99.99	99.99	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	100.00	99.98	99.98	99.99	99.99
CCME WQI (4)	15.83	5.83	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	15.84	3.98	15.84	15.84	15.84	5.84	15.84	15.84	5.84	5.84

No. Estación	6									7										
año	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006	2003	2003	2003	2004	2004	2004	2005	2005	2005	2006
mes	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1	1	5	9	1	5	9	1	5	9	1
Clima	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	2	1	1	2	1
F1	20.00	30.00	30.00	20.00	30.00	30.00	20.00	30.00	30.00	20.00	30.00	30.00	30.00	30.00	30.00	20.00	30.00	30.00	30.00	30.00
F2	20.00	22.50	20.00	15.00	22.50	22.50	17.50	22.50	22.50	20.00	22.50	20.00	20.00	20.00	20.00	17.50	20.00	17.50	25.00	22.50
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (10)	24.28	16.42	21.47	25.56	20.82	17.08	24.93	20.83	24.29	20.82	17.73	21.47	21.47	21.48	24.93	21.48	24.94	16.42	20.83	20.83
F1	55.56	77.78	66.67	55.56	66.67	77.78	55.56	66.67	66.67	55.56	66.67	77.78	66.67	66.67	55.56	66.67	55.56	66.67	77.78	66.67
F2	55.56	63.89	55.56	50.00	58.33	61.11	52.78	58.33	58.33	55.56	58.33	58.33	55.56	58.33	55.56	55.56	52.78	55.56	52.78	63.89
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (9)	26.58	18.08	23.55	27.92	22.87	18.79	27.27	22.87	22.87	26.58	22.87	19.47	23.56	23.55	23.56	27.26	23.56	27.27	18.08	22.87
F1	50.00	75.00	62.50	50.00	62.50	75.00	50.00	62.50	62.50	50.00	62.50	75.00	62.50	62.50	62.50	50.00	62.50	50.00	75.00	62.50
F2	50.00	59.38	50.00	43.75	53.13	56.25	46.88	53.13	53.13	50.00	53.13	53.13	50.00	50.00	50.00	46.88	50.00	46.88	59.38	53.13
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (8)	29.29	20.10	26.05	30.69	25.32	20.86	30.01	25.33	25.33	29.29	25.32	21.58	26.05	26.05	26.06	30.00	26.05	30.01	20.11	25.33
F1	42.86	71.43	57.14	42.86	57.14	71.43	42.86	57.14	57.14	42.86	57.14	71.43	57.14	57.14	57.14	42.86	57.14	42.86	71.43	57.14
F2	42.86	53.57	46.43	42.86	46.43	53.57	42.86	46.43	46.43	42.86	46.43	50.00	46.43	50.00	46.43	42.86	46.43	42.86	53.57	46.43
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (7)	32.49	22.60	28.30	32.49	28.30	22.60	32.49	28.31	28.31	32.49	28.30	23.40	28.31	27.51	28.31	32.49	28.31	32.50	22.60	28.31
F1	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	66.67	50.00	50.00
F2	50.00	58.33	50.00	50.00	50.00	54.17	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	54.17	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	50.00	54.17	50.00
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (6)	29.29	22.87	29.29	29.29	29.29	23.89	29.29	29.29	29.29	29.30	29.29	23.89	29.29	29.29	29.30	29.29	29.30	29.30	23.89	29.30
F1	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	80.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	80.00	60.00	60.00
F2	60.00	70.00	60.00	60.00	60.00	65.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	65.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	65.00	60.00
F3	100.00	100.00	100.00	99.99	100.00	100.00	99.99	99.98	99.99	99.98	100.00	100.00	99.99	100.00	99.98	100.00	99.98	99.99	99.99	99.98
CCME WQI (5)	24.28	15.74	24.28	24.28	24.28	17.08	24.29	24.29	24.29	24.28	24.28	17.08	24.28	24.28	24.29	24.28	24.29	24.29	17.09	17.09
F1	75.00	100.00	75.00	75.00	75.00	100.0														